



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**BIODIVERSIDADE EM CRISE: EXTINÇÕES, INVASÕES E
HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA NO ANTROPOCENO**

Heraldo Ramos Neto

Brasília

Fevereiro de 2019

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**BIODIVERSIDADE EM CRISE: EXTINÇÕES, INVASÕES E
HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA NO ANTROPOCENO**

Heraldo Ramos Neto

Orientadora: Profa. Dra. Rosana Tidon

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília

Fevereiro de 2019

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dissertação de Mestrado

Heraldo Ramos Neto

**BIODIVERSIDADE EM CRISE: EXTINÇÕES, INVASÕES E
HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA NO ANTROPOCENO**

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Rosana Tidon
Presidente / Orientadora
UnB

Prof. Dr. Eduardo Bessa
Avaliador Interno
UnB

Dr. Alexandre Bonesso Sampaio
Avaliador Externo
ICMBio

Prof. Dr. John Du Vall Hay
Suplente
UnB

Brasília, 21 de fevereiro de 2018.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe Sandra Paula e ao meu pai Heraldo Filho pela educação e carinho.

Aos meus amigos e amigas por não terem me deixado ser vencido pelo cansaço e por me proporcionarem tantos momentos de alegria.

A todos os professores, colaboradores e companheiros do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, em especial minha orientadora Rosana Tidon e a equipe do Laboratório de Biologia Evolutiva. Obrigado por esclarecerem tantas dúvidas e serem tão atenciosos e pacientes. Rosana, você nunca deixou de acreditar no meu trabalho, e sempre me amparou nos momentos mais difíceis. Serei sempre grato a todos!

Aos colaboradores e amigos do *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation* (CSIRO) pela oportunidade de aprendizado e apoio.

Aos participantes da banca examinadora Dr. Alexandre Sampaio e Prof. Eduardo Bessa pelas inestimáveis contribuições.

Ao CNPq e CAPES pela bolsa concedida.

Por fim, não poderia deixar de registrar o meu agradecimento especial à minha querida e amada companheira. Tatiani Chapla, muito obrigado por me estimular a fazer sempre o melhor, e por me ajudar nos momentos difíceis. Seu carinho e cuidados foram essenciais para que eu completasse essa etapa. Sem você eu não teria superado tão bem esse desafio!

SUMÁRIO

RESUMO	7
INTRODUÇÃO GERAL	8
CAPÍTULO 1 - HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA: LACUNAS, AVANÇOS METODOLÓGICOS E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO	11
RESUMO	11
INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAL E MÉTODOS.....	15
RESULTADOS	16
DISCUSSÃO	22
Avanços metodológicos	23
Perspectivas para a conservação da biodiversidade em áreas urbanas	24
CONSIDERAÇÕES FINAIS	25
CAPÍTULO 2 - ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM BRASÍLIA: VIAS DE INTRODUÇÃO, VETORES DE DISPERSÃO E IMPACTOS AMBIENTAIS E SOCIOECONÔMICOS.....	27
RESUMO	27
INTRODUÇÃO.....	28
MATERIAL E MÉTODOS.....	29
O QUE SÃO INVASÕES BIOLÓGICAS	31
Impactos das bioinvasões.....	32
Impactos ambientais	33
Impactos socioeconômicos	33
VIAS E VETORES DE ESPÉCIES INVASORAS	34
Plantas ornamentais	36
Animais de estimação	39
Resíduos urbanos	41
Áreas degradadas	42

Arborização urbana.....	44
Agricultura	45
Pesca e aquicultura.....	47
ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM BRASÍLIA	48
Leucena.....	48
Gato doméstico	50
Caramujo-gigante-africano	52
Tilápia-do-nilo	54
CONCLUSÃO GERAL	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
INFORMAÇÕES GERAIS E ADICIONAIS	74
ANEXO 1	75

RESUMO

Pesquisas recentes sugerem que estamos vivenciando um novo período de extinção em massa, com características distintas das verificadas em épocas anteriores. Devido às extinções, invasões biológicas e alterações ambientais causadas pela nossa espécie, estamos gerando um padrão inédito de distribuição da biodiversidade global, conhecido como homogeneização biótica. Nesta dissertação esses aspectos são abordados em dois capítulos. O primeiro apresenta uma sistematização da literatura sobre esse fenômeno, em busca de lacunas e avanços metodológicos para subsidiar estudos futuros. Essa análise revelou que nos últimos anos a homogeneização biótica tem sido crescentemente investigada, apesar dos esforços de pesquisa terem se mostrado heterogêneos. Parte considerável dos estudos procede de ambientes ou instituições de países desenvolvidos do Hemisfério Norte, com viés em direção aos vertebrados homeotérmicos, plantas e artrópodes das regiões biogeográficas Paleártica e Neártica. A maior parte não apresenta métodos quantitativos e exploram a faceta taxonômica da HB. O capítulo dois consiste em uma compilação sobre as vias, vetores e impactos das bioinvasões na cidade de Brasília, com ênfase na Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal. Encontramos uma ampla variedade de taxa e ambientes atingidos por espécies invasoras na capital federal. As introduções têm ocorrido de maneira acidental ou deliberada, causando prejuízos ambientais e socioeconômicos diversos. Os impactos envolvem modificações na composição, estrutura e funcionamento de ecossistemas, além de proliferação de doenças e zoonoses. Recomendamos que pesquisas futuras direcionem esforços para regiões onde o aumento das atividades humanas é mais proeminente, como áreas urbanas e outros ambientes antropizados. No futuro, a investigação da homogeneização biótica dependerá do monitoramento amplo da biodiversidade, além de ferramentas que permitam avaliar a resposta composicional, genética e funcional dos organismos às perturbações. Argumentamos que a ciência cidadã e a divulgação científica são ferramentas essenciais para cobrir essas lacunas e nos ajudar a conservar a biodiversidade.

Palavras-chave: cienciometria; conscientização pública; conservação; diversidade beta; educação ambiental; índices de similaridade

INTRODUÇÃO GERAL

Extinções são eventos rotineiros na história evolutiva, reveladores de aspectos importantes da evolução biológica no nosso planeta. Pelos fósseis, podemos investigar como a biodiversidade variou ao longo do tempo e, em alguns casos fornecer detalhes sobre as causas dessa flutuação. Os paleontólogos reconhecem dois padrões principais de extinção. A extinção de fundo ocorre normalmente ao longo do tempo, e é caracterizada pelo desaparecimento de espécies em taxas relativamente baixas e constantes. Extinções em massa, por outro lado, são eventos rápidos e ocasionais que reduzem a biodiversidade de maneira drástica. Diferentemente da extinção normal, extinções em massa são relacionadas com mudanças ambientais sistêmicas, como erupções vulcânicas e queda de asteroides. Outro aspecto importante é que as grandes extinções do passado foram seguidas do surgimento extraordinário de novas espécies (Raup 1986).

Nos últimos 540 milhões de anos a diversidade biológica oscilou globalmente e por diversas vezes foi drasticamente reduzida em episódios de extinção em massa. Dentre os cinco principais o maior ocorreu no final do período Permiano, há cerca de 251 milhões de anos (Raup 1986, Barnosky *et al.* 2011). Na ocasião, múltiplas erupções vulcânicas na região da Sibéria aumentaram os níveis de CO₂ e H₂S nos ecossistemas, criando um ambiente anóxico no oceano profundo. Junto com outros fatores, essa alteração ambiental extinguiu cerca de 96% das espécies marinhas em menos de três milhões de anos (Erwin 1994, Barnosky *et al.* 2011), o que é um período curto de tempo quando consideramos a escala geológica. Surpreendentemente, os registros fósseis mostram que depois de algum tempo a vida se recuperou, atingindo inclusive níveis mais altos de diversidade em relação a períodos geológicos anteriores. Essa recuperação durou dezenas de milhões de anos e afetou os processos ecológicos e evolutivos do sistema terrestre transformando a vida em algo totalmente novo.

O termo Antropoceno tem sido utilizado desde o início do século para se referir à época em que a nossa espécie se tornou um agente global de transformação (Crutzen & Stoermer 2000, Crutzen 2002). Para alguns pesquisadores as extinções no Pleistoceno marcam o início desse período (Doughty *et al.* 2010). Evidências sugerem que a chegada dos humanos na Austrália, há 50 mil anos, tenha gerado grandes mudanças na cadeia alimentar dos ecossistemas, alterando sua composição, estrutura e funcionamento (Miller *et al.* 2005). Segundo os fósseis, a interferência humana por meio do uso do fogo e da caça foi crucial para essa alteração, e teria contribuído para o aumento de organismos generalistas em detrimento de herbívoros e predadores especialistas. Outras datas foram

propostas para o início do Atropoceno, como o início da agricultura há 8 mil anos (Ruddiman 2003) e a intensificação do uso do solo nos últimos 2 mil anos (Certini & Scalenghe 2011). Entretanto, apesar da pertinência desses achados, estudos sugerem que os humanos ainda não tinham a capacidade de causar mudanças ambientais globais nesses períodos. A hipótese aparentemente mais robusta é a de que o Antropoceno começou por volta de 1800, com o início da revolução industrial (Steffen *et al.* 2011, Lewis & Maslin 2015), tendo se intensificado no período após a segunda guerra mundial (Steffen *et al.* 2015). Os principais argumentos que sustentam essa hipótese são o aumento atípico na concentração de gás carbônico atmosférico e outras mudanças ambientais decorrentes de atividades humanas.

Independentemente das controvérsias sobre o início do Antropoceno, atualmente há um consenso crescente de que estamos vivenciando um novo episódio de extinção em massa, devido às frequentes e profundas modificações ambientais causadas pelos humanos (Woodruff 2001, Barnosky *et al.* 2011). Todos os dias, milhares de hectares de ecossistemas primários são convertidos em cidades, rodovias, monoculturas, barragens e outras estruturas, causando intensa degradação ambiental e incontáveis extinções. Estima-se que o declínio da biodiversidade seja hoje entre 50 e 500 vezes mais elevado do que as taxas de extinção de fundo do passado (Woodruff 2001). Mais de 300 espécies de vertebrados terrestres foram extintas desde 1500, enquanto 67% das populações monitoradas de invertebrados apresentaram um declínio médio de 45% em suas abundâncias (Dirzo *et al.* 2014). Somado a isso, as invasões biológicas estão cada vez mais frequentes, constituindo a principal causa não ambiental de perda de biodiversidade (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Charles Elton (1958) foi um dos primeiros ecólogos do século XX a relatar o processo de homogeneização biológica em curso no nosso planeta. Em sua investigação sobre as bionvasões, Elton percebeu o papel que a globalização do comércio desempenhava na movimentação de organismos, o que o levou a refletir sobre um novo padrão de distribuição da biota global. Para ele, as barreiras geográficas que delimitavam os reinos biogeográficos de Wallace estavam perdendo sua função, possibilitando a rápida substituição de espécies locais por organismos que ele chamou de “pan-tropicais” e “pan-temperados”, causando o aumento da similaridade entre os ecossistemas. Apesar de pertinente, a hipótese não repercutiu amplamente, ressurgindo apenas no final dos anos noventa em estudos conservacionistas. Ao longo das últimas duas décadas a temática tem recebido crescente atenção, recuperando importância central em estudos ecológicos.

A homogeneização biótica (HB) pode ser definida como um processo de aumento da similaridade taxonômica, genética e funcional entre os ecossistemas, dirigido por mudanças ambientais e biológicas causadas pelas atividades humanas (McKinney & Lockwood, 1999, Olden *et al.* 2004). A urbanização é um dos principais motores desse fenômeno (McKinney 2006) pois, além de gerar degradação ambiental, cidades concentram uma rede complexa de vias de introdução de espécies exóticas invasoras, e de vetores que facilitam a sua dispersão (von der Lippe & Kowarik 2008, McLean *et al.* 2017, Padayachee *et al.* 2017). Projeções sugerem que a população mundial poderá chegar a 11 bilhões de pessoas em 2100, a maioria delas vivendo em áreas urbanas. Nesse cenário, iniciativas de ciência cidadã e educação ambiental nas cidades concentram desafios e oportunidades para a conservação, além de serem fundamentais para o compartilhamento da responsabilidade ambiental pela sociedade.

À luz dos argumentos expostos dividimos a dissertação em dois capítulos. No primeiro fizemos um retrospecto da literatura sobre a homogeneização biótica publicada nas últimas duas décadas, com ênfase em estudos realizados no contexto urbano. O principal objetivo foi realizar uma cienciometria sobre o tema em busca de vieses, lacunas e avanços metodológicos para subsidiar investigações futuras. Argumentamos ainda que a participação popular é uma das principais ferramentas para o avanço de estudos biogeográficos em áreas de elevada concentração populacional humana. O capítulo dois consiste em um levantamento das espécies invasoras registradas em Brasília, visando produzir material de divulgação para orientar a sociedade a respeito dos problemas causados pelas invasões biológicas. Especificamente abordamos as vias de introdução, vetores de dispersão e os impactos ambientais e socioeconômicos causados pelas bioinvasões, com ênfase na Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal. Nosso principal objetivo foi popularizar o conhecimento científico a respeito do assunto e engajar as pessoas na minimização dos conflitos entre a biodiversidade e a espécie humana.

CAPÍTULO 1 - HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA: LACUNAS, AVANÇOS METODOLÓGICOS E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO

RESUMO

A homogeneização biótica (HB) é um aspecto marcante da atual crise biológica mediada pelos humanos. Entretanto, o conhecimento sobre as suas causas e consequências permanece limitado e esparso. Nosso objetivo foi revisar a literatura sobre o assunto nas últimas duas décadas, enfatizando trabalhos no contexto urbano. Para tanto avaliamos 969 publicações obtidas da base *Web of Science*, organizadas por regiões geográficas, grupos taxonômicos e metodologias abordadas. Encontramos um crescimento anual positivo no número de publicações ao longo do período considerado, passando de 1 em 1998 para 156 em 2017. Os EUA foram o país de vínculo da maior parte dessas publicações no Hemisfério Norte, enquanto o Brasil liderou no Hemisfério Sul. Verificamos o mesmo padrão na distribuição dos estudos realizados no contexto urbano, e detectamos um viés em direção aos vertebrados homeotérmicos, plantas e artrópodes das regiões temperadas. Apenas 42,9% dos trabalhos realizados no contexto urbano (n= 301) apresentaram análises quantitativas. A escolha dos métodos utilizados nesses trabalhos foi guiada por três fatores principais: pergunta, tipo de dado (i.e., binário, quantitativo ou misto) e características demográficas das amostras (e.g., tamanho e diversidade). O Índice de Bray-Curtis foi a medida mais utilizada para quantificar a HB associada à urbanização. A grande maioria dos trabalhos quantitativos foi realizada nas regiões Neártica e Paleártica abordando a faceta taxonômica da HB. Recomendamos o direcionamento de mais pesquisas no ambiente urbano, tendo em vista que a urbanização será uma das atividades humanas mais proeminentes nas próximas décadas. Incentivamos sobretudo a investigação dos invertebrados e outros animais ectotérmicos. Argumentamos ainda que a ciência cidadã e o monitoramento participativo da biodiversidade são ferramentas essenciais para a minimização dos vieses e lacunas encontrados em estudos conservacionistas.

Palavras-chave: cienciometria; diversidade beta; conservação; extinção; índices de similaridade

INTRODUÇÃO

A biodiversidade atual resulta de processos ecológicos e evolutivos ocorridos ao longo de centenas de milhões de anos. Nesse período a riqueza de espécies oscilou globalmente e por diversas vezes foi drasticamente reduzida em decorrência de mudanças ambientais sistêmicas (Raup 1986). Atualmente há um consenso crescente de que estamos vivenciando um novo período de extinção em massa, dessa vez devido às frequentes e profundas modificações ambientais causadas pelos humanos. As principais causas dessa catástrofe são a fragmentação de habitats, mudanças climáticas, poluição, exploração excessiva de recursos naturais e disseminação de espécies exóticas invasoras (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Como consequência dessas perturbações, espécies geograficamente restritas estão sendo substituídas por organismos amplamente distribuídos, gerando a homogeneização taxonômica, genética e funcional dos ecossistemas (McKinney & Lockwood 1999, Olden et al. 2004). Esse fenômeno, ímpar na atual crise biológica e conhecido como homogeneização biótica (HB), tem sido quantificado por meio de índices de similaridade baseados em dados binários e quantitativos (Tabela 1). Outras abordagens utilizadas para quantificar a HB incluem os índices de substituição de espécies (e.g., Beta diversity), análises de cluster e métodos de ordenamento espacial baseados em distâncias (e.g., Distância Euclidiana).

Nos últimos séculos a humanidade tem experimentado um crescimento demográfico sem precedentes, sobretudo em direção às áreas urbanas (Mihaela-Angelica 2014). Entre 1800 e 1950, a população urbana mundial aumentou 29 vezes, passando de 1% no início do século XIX para cerca de 30% em 1950. Hoje essa proporção é de 55%, com uma perspectiva de crescimento ainda maior para as próximas décadas (United Nations 2018). Nas Américas, região com a população mais urbana do mundo, essa proporção já ultrapassa os 80%. Projeções sugerem uma adição de 2,5 bilhões de pessoas na população urbana mundial até 2050, cerca de 90% desse incremento em países da África e Ásia. Como consequência dessa explosão demográfica, a infraestrutura urbana e a demanda por áreas para produção de alimentos têm aumentado significativamente, afetando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Williams 2013, Laurance *et al.* 2014, Cardoso & Gonçalves 2018). A agricultura e os assentamentos humanos já cobrem mais de 75% da superfície terrestre não congelada, e utilizam cerca de 90% da produtividade primária líquida terrestre (Ellis & Ramankutty 2008).

A urbanização é um dos principais motores da homogeneização biótica global, devido ao elevado nível de degradação ambiental e biológica associado a esse processo

(MacKinney 2006). De maneira geral, cidades alteram o equilíbrio dos ecossistemas por meio da incorporação de recursos materiais e energéticos externos, causando a extirpação de organismos e o favorecimento de espécies resistentes a essas perturbações. Em adição, a construção de pontes, rodovias, redes de comércio, canais e outras estruturas favorece a dispersão de espécies invasoras, as quais constituem a principal causa não ambiental de extinções. A ocorrência desses dois processos (i.e., extinções e bioinvasões) potencializa o avanço da HB, por meio da alteração da composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Figura 1, McKinney & Lockwood 1999, Olden *et al.* 2004). Em nível molecular extirpações e invasões causam ainda homogeneização genética, em decorrência da diminuição das frequências alélicas e introgressões (Wooddruf 2001, Olden *et al.* 2004).

Devido aos impactos causados na biodiversidade, cidades têm sido crescentemente reconhecidas como locais importantes para a conservação (CDB 2012). Investigações recentes revelaram grande diversidade de espécies em áreas urbanas, inclusive de organismos que nunca haviam sido detectados ou descritos (Grimaldi *et al.* 2015, Hartop *et al.* 2016, Brown & Hartop 2017). Na Austrália, uma investigação mostrou que pelo menos 30 % das espécies terrestres ameaçadas estavam presentes em cidades, as vezes em densidades maiores do que em áreas preservadas (Ives *et al.* 2016). Além da presença de espécies endêmicas, cidades têm chamado atenção por serem centros de dispersão de organismos não nativos. Em Fortaleza (Brasil), cientistas registraram a ocorrência de 158 espécies de árvores exóticas, dentre as 219 encontradas naquela cidade (Moro & Castro 2015). Dados como esses têm gerado uma onda crescente de estudos ecológicos em ambientes urbanos, e fomentado o desenvolvimento de novas abordagens de pesquisa visando a conservação da biodiversidade (e.g., Hulbert *et al.* 2017, Prévot *et al.* 2018).

Embora a homogeneização da biosfera seja um aspecto marcante da atual crise mediada pelos humanos, ainda sabemos pouco sobre suas causas e consequências. Muitos *taxa* e regiões geográficas continuam sub-representados na literatura, limitando a construção de hipóteses sobre esse processo assim como ocorre com diversos outros fenômenos biogeográficos (Soria-Auza & Kessler 2008; Sastre & Lobo 2009). Pesquisas cienciométricas são uma ferramenta importante nesse contexto, pois permitem a identificação dessas lacunas para que possamos direcionar esforços de maneira mais eficiente. Aqui nos propomos a realizar um retrospecto da literatura sobre a HB publicada nas últimas duas décadas, com ênfase em estudos realizados no contexto urbano. Especificamente buscamos identificar lacunas e avanços metodológicos para subsidiar

estudos futuros. Argumentamos ainda que a ciência cidadã e o monitoramento participativo da biodiversidade são ferramentas importantes para a minimização dessas lacunas e sucesso da conservação.

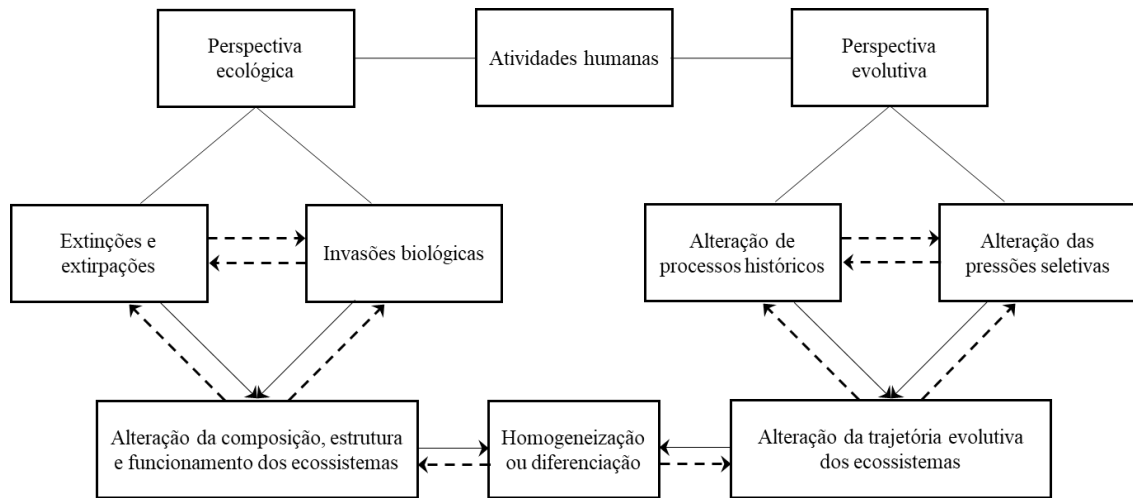


Figura 1. Esquema ilustrativo do processo de homogeneização biótica associado às atividades humanas, sob as perspectivas ecológica e evolutiva. Setas com linhas sólidas simbolizam relações de causa e consequência; setas pontilhadas indicam efeito retroativo. Baseado em Olden *et al.* 2004.

Tabela 1. Principais medidas utilizadas para quantificar a homogeneização biótica.

Medida	Fórmula básica ¹	Características
Índice de Jaccard (Jaccard 1912)	$J = \frac{a}{b + c - a}$	Quantifica a similaridade entre pares de conjuntos com base em dados binários. Atribui a cada par um valor entre 0 (completamente dissimilar) e 1 (idêntico)
Índice de Sørensen (Sørensen 1948, baseado em Dice 1945)	$SD = \frac{2a}{b + c}$	Quantifica a similaridade entre pares de conjuntos com base em dados binários. Atribui a cada par um valor entre 0 (completamente dissimilar) e 1 (idêntico)
Distância de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957)	$BC = 1 - \frac{2w}{b' + c'}$	Quantifica a dissimilaridade entre pares de conjuntos com base em dados quantitativos. Atribui a cada par um valor entre 0 (idêntico) e 1 (completamente dissimilar)
Distância de Gower (Gower 1971)	$G_{bc} = \frac{\sum_{k=1}^v S_{bck} D_{bck}}{\sum_{k=1}^v D_{bck}}$	Quantifica a dissimilaridade entre pares de conjuntos com base em dados mistos (e.g., variáveis binárias, quantitativas e nominais). Atribui a cada par um valor entre 0 (idêntico) e 1 (completamente dissimilar)
Índice de Raup-Crick (Raup & Crick 1979)	$RC = \frac{k_{rc}}{n}$	Quantifica a similaridade entre pares de conjuntos com base em probabilidades. Atribui a cada par um valor entre 0 (completamente dissimilar) e 1 (idêntico)
Índice de Simpson (Lennon <i>et al.</i> 2001, baseado em Simpson 1943)	$B = \frac{a}{\min(b, c)}$	Quantifica a similaridade entre pares de conjuntos com base em dados binários e foco nas diferenças de composição. Atribui a cada par um valor entre 0 (completamente dissimilar) e 1 (idêntico)

¹ Descrição dos termos: a= número de espécies compartilhadas pelo par de conjuntos; b e c: respectivos números de espécies dentro de cada conjunto; min(b,c): total de espécies encontrado no menor conjunto; b' e c'= respectivas somas das medidas quantitativas de cada conjunto (e.g., número de espécimes); w= soma das menores medidas quantitativas referentes às variáveis compartilhadas pelo par de conjuntos; S_{bck}= 0 ou 1 para variáveis binárias ou qualitativas; S_{bck}= 1 - (|b_k-c_k| / R_k) para variáveis quantitativas, sendo b_k e c_k= valores das variáveis k nos conjuntos e R_k= soma das medidas de b_k e c_k correspondentes a k; D_{bck}= 0 quando a variável k não pode ser comparada entre o par de conjuntos e 1 no caso oposto; k_{rc}= total de maneiras de se obter k espécies em comum; n= total de pares de conjuntos diferentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Consultamos a base ISI *Web of Science* (WoS) e coletamos a literatura disponível sobre o tema homogeneização biótica publicada entre 1997 e 2017. A plataforma WoS é reconhecida internacionalmente como fonte bibliográfica em análises cienciométricas e inclui apenas os periódicos revisados por pares mais influentes em ciências naturais, sociais, artes e humanidades (de Winter *et al.* 2014). Entretanto, é importante ressaltar que a WoS possui um viés de idioma, devido à dominância de artigos publicados em inglês, o que faz da nossa análise uma visão representativa, mas não exaustiva.

Realizamos a coleta de dados em duas etapas complementares. Primeiro utilizamos o mecanismo de busca avançada para localizar as publicações contendo os termos “*biotic homogenization*” ou “*biotic homogenisation*” no resumo, título ou palavras-chave (Busca

1). Em seguida sistematizamos os resultados seguindo os critérios utilizados pela ferramenta de análise da mesma base. Especificamente, analisamos a distribuição anual do número de publicações ao longo das últimas duas décadas e a sua distribuição por área de conhecimento, país, organização e agência financiadora. No caso da classificação por país, a ferramenta de análise considerou os endereços das instituições de vínculo informadas pelos autores.

Na segunda etapa enfatizamos os estudos de homogeneização biótica realizados no contexto urbano. Para isso adicionamos os termos “*urban*”, “*urbanization*”, “*urbanisation*”, “*city*” e “*cities*” ao mecanismo de busca avançada utilizado na Busca 1 (Busca 2). Analisamos os resultados minuciosamente e coletamos as informações referentes ao grupo taxonômico, região biogeográfica, metodologia e faceta da homogeneização biótica abordados. Em ambas as Buscas contabilizamos os dados de maneira não exclusiva, isto é, uma publicação poderia fornecer dados múltiplos para categorias iguais ou diferentes. A tabulação dos dados e a construção das tabelas e figuras foram realizadas no pacote Microsoft Office 2019.

RESULTADOS

Busca 1

Nessa etapa analisamos 969 resultados, divididos com base nos critérios da base WoS em 882 artigos originais, 63 revisões, 27 *proceedings papers*, 8 materiais editoriais, 6 capítulos de livros, 3 cartas, 2 correções e 1 resumo de congresso. Consideramos válidas todas as publicações retornadas, independentemente da categoria, tendo em vista que as mesmas contemplavam o nosso critério de citação da homogeneização biótica no título, resumo ou palavra-chave e, portanto, faziam parte do diagnóstico cienciométrico que pretendíamos executar.

Encontramos um crescimento anual positivo no número de publicações ao longo das últimas décadas, passando de 1 em 1998 (primeira ocorrência) para 156 em 2017 (Figura 2). Ao longo desse período os estudos contemplaram 67 áreas do conhecimento, nas grandes áreas de Ciências Biológicas, Exatas e Humanas. Parte considerável das publicações focalizou a Ecologia como tema central (n= 618), seguido por Conservação da Biodiversidade (n= 277) e Ciências Ambientais (n= 203). De um total de oitenta países, dez estiveram relacionados como país de vínculo em mais de 80 % das publicações (Figura 3). Desses dez, oito estão localizados predominantemente em regiões de clima

temperado do Hemisfério Norte, onde os EUA são o país com maior número de publicações (n= 339), seguido pela Inglaterra (n= 113) e França (n= 103). O Brasil (n= 92) e a Austrália (n= 79) lideraram em quantidade de estudos no Hemisfério Sul.

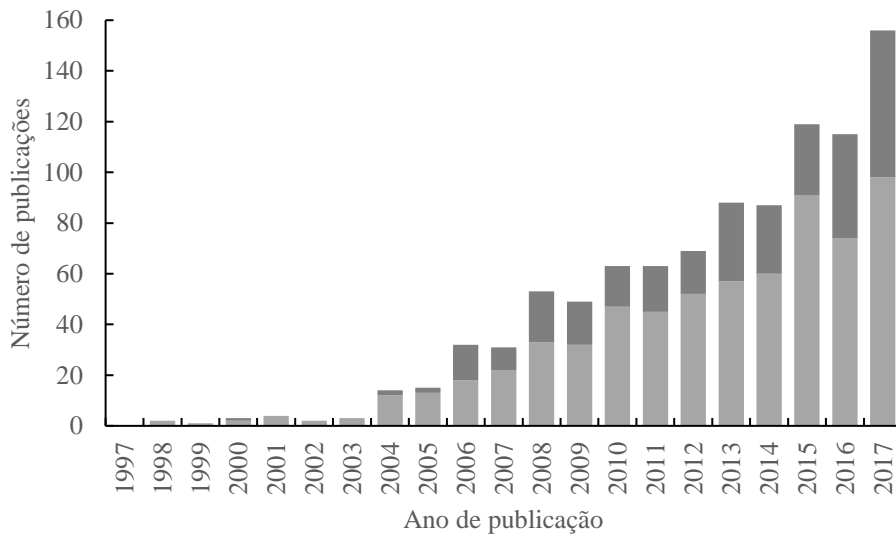


Figura 2. Produção anual de publicações citando a homogeneização biótica. As porções escuras das barras representam estudos realizados no contexto urbano. Base consultada: ISI *Web of Science*. N= 969.

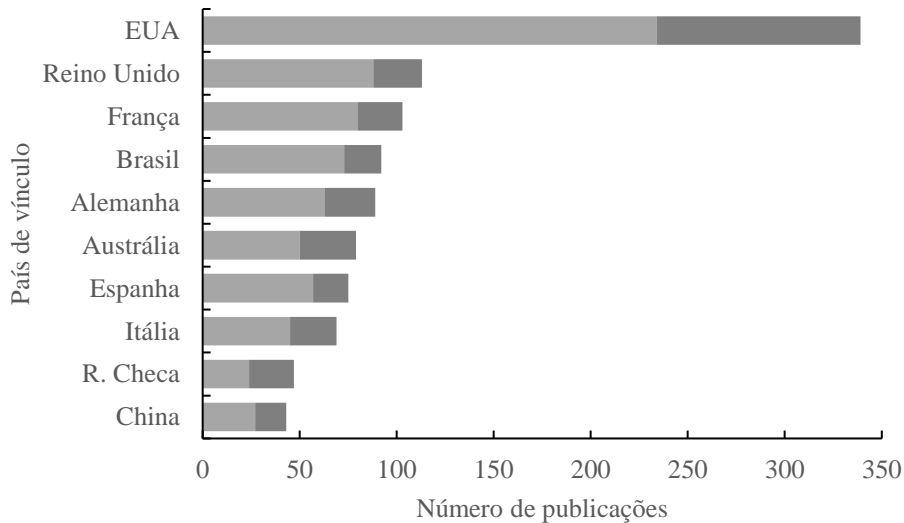


Figura 3. Os dez países com maior número de publicações citando a homogeneização biótica. As porções escuras das barras representam estudos realizados no contexto urbano. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 969.

A organização com maior número de publicações foi o *Centre National de la Recherche Scientifique – CNRS* (n= 72), sediado em Paris, seguido pela *University of California* (n= 43) e o *Museu National d’Histoire Naturelle – MNHN* (n= 41), sediados em Califórnia e Paris respectivamente. Quatro instituições brasileiras figuraram entre as

cem primeiras em quantidade de publicações: Universidade de São Paulo – USP (n= 15), Universidade Federal de Goiás – UFG (n= 14), Universidade Federal de Pernambuco – UFPE e Universidade Federal do Paraná – UFPR (n= 9). Entre as agências financiadoras, o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq foi registrado como a instituição com maior número de estudos vinculados (n= 31, Brasil), seguido pela *National Science Foundation* (n=29, EUA) e a *Natural Environment Research Council* (n= 28, Reino Unido), de um total de 341 publicações declaradamente financiadas por agências de fomento.

Busca 2

Nessa etapa analisamos minuciosamente 301 publicações abordando a homogeneização biótica no contexto urbano, sendo 275 artigos originais, 18 revisões, 11 *proceedings papers*, 2 capítulos de livro, 2 materiais editoriais e 1 carta. De forma semelhante ao encontrado na Busca 1, verificamos um crescimento médio anual positivo no número de publicações ao longo das últimas duas décadas, principalmente a partir de 2006 (Figura 2, barras escuras). Dentro desse conjunto de trabalhos (Figuras 4 a 10), os organismos terrestres foram objeto de estudo na maior parte das vezes (77,7%), com destaque para os vertebrados (38,2%), plantas (37,9%) e artrópodes (12,9%).

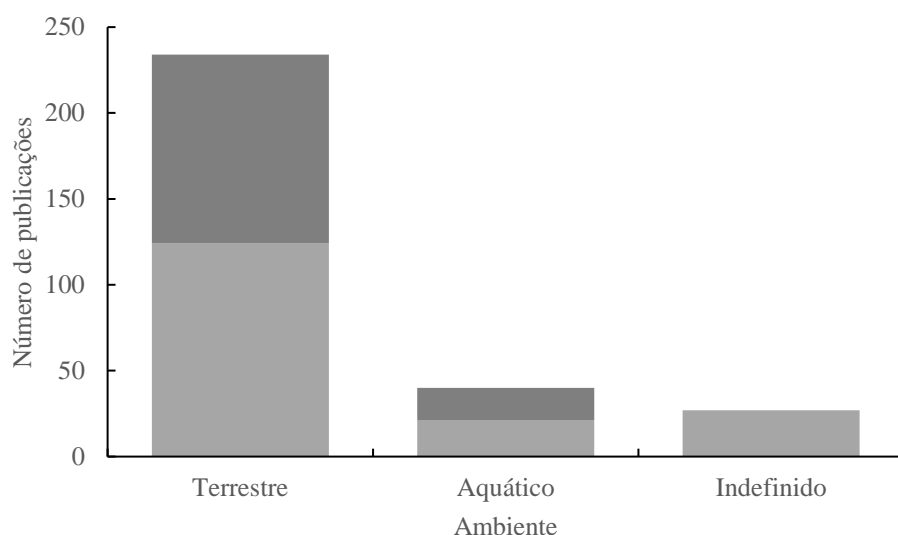


Figura 4. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica em diferentes tipos de ambientes urbanos. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

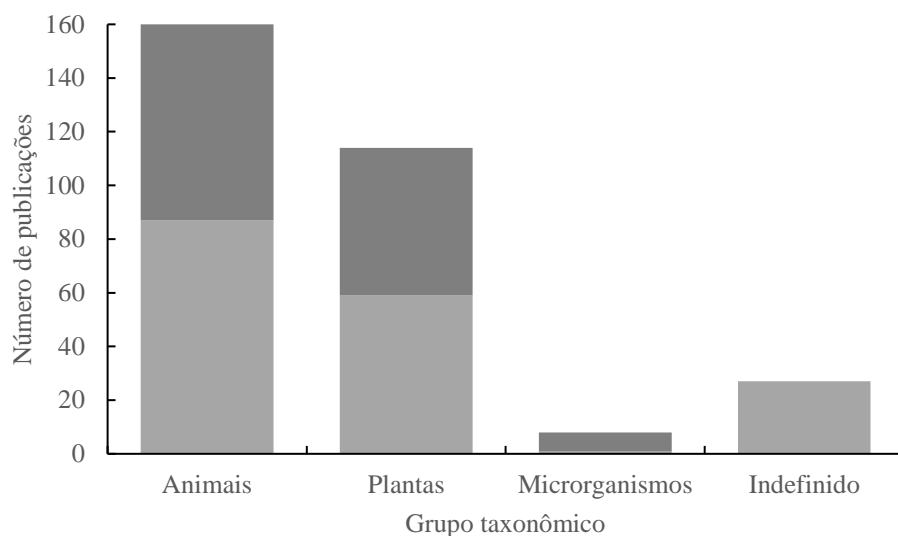


Figura 5. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica no contexto urbano. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

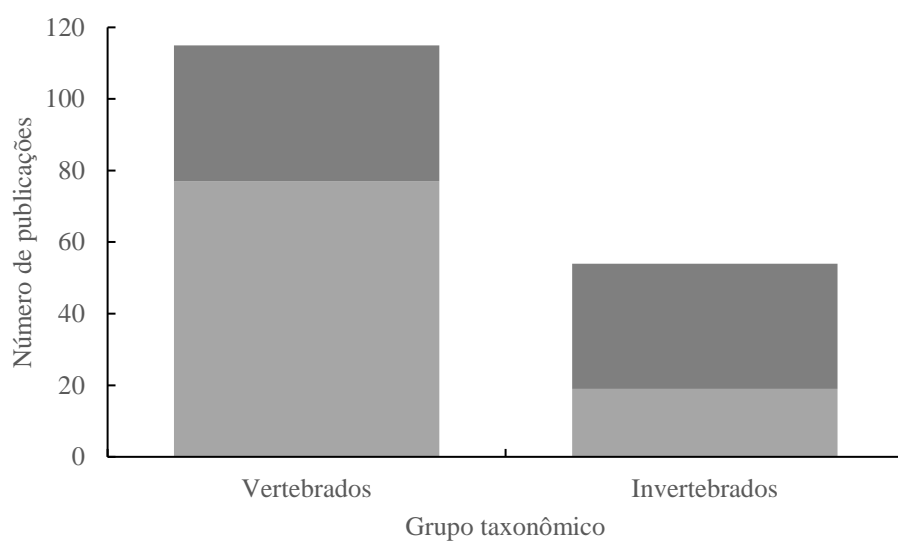


Figura 6. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica no contexto urbano. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

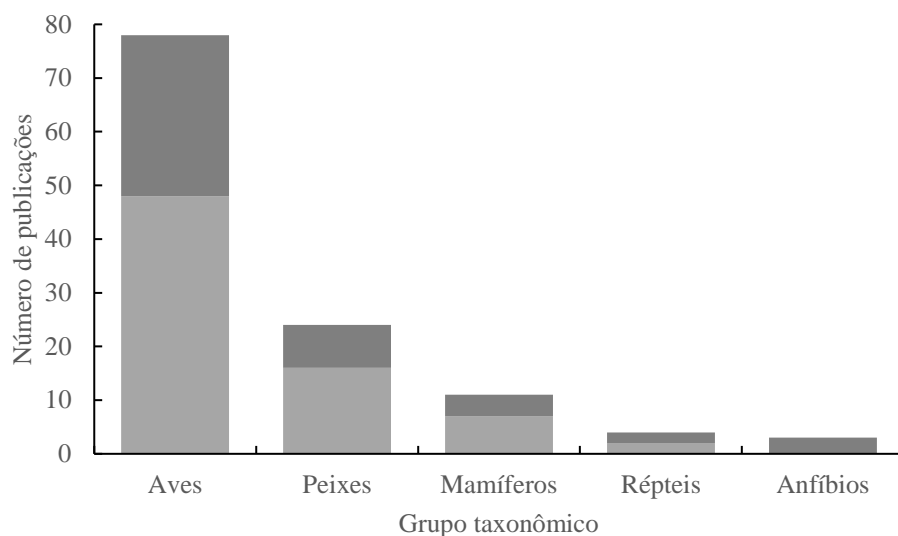


Figura 7. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica no contexto urbano, organizadas por classe de vertebrados. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

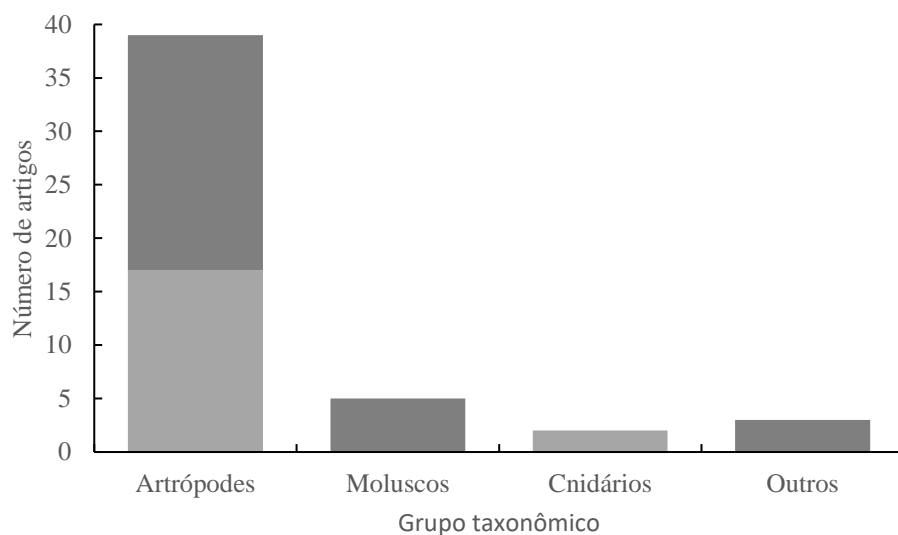


Figura 8. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica no contexto urbano, organizadas por filo de invertebrados. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

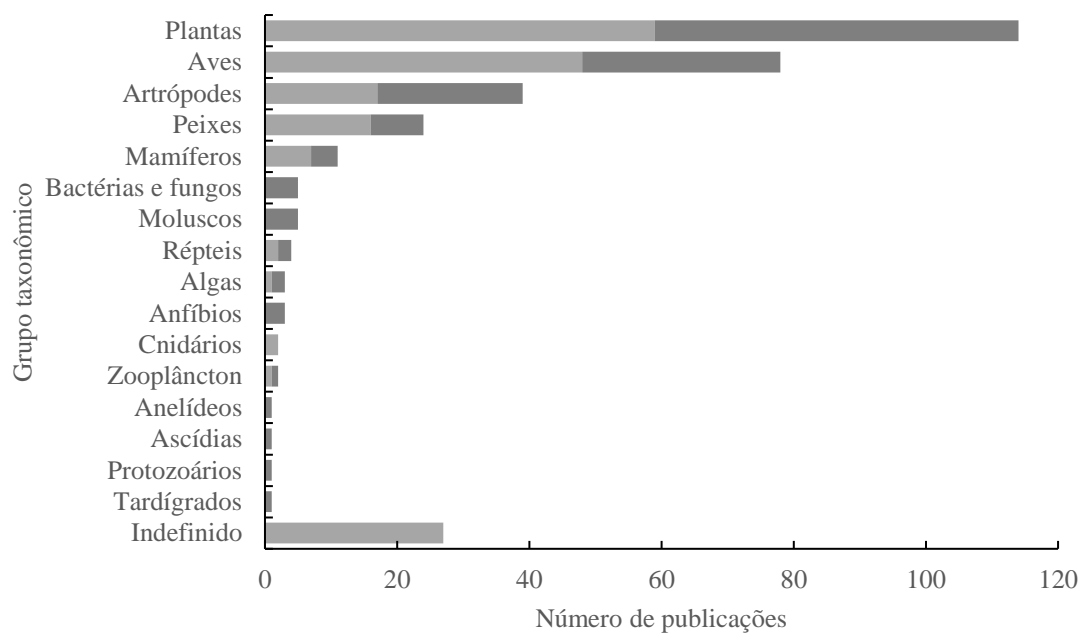


Figura 9. Distribuição das publicações citando a homogeneização biótica no contexto urbano. As porções escuras das barras representam estudos quantitativos. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 301.

A maioria das publicações obtidas na Busca 2 não apresentou análises quantitativas para abordar a HB (57,1 %; Figuras 4 a 10, barras claras). Os estudos quantitativos (n= 129) foram desenvolvidos principalmente em ecossistemas das Regiões Paleártica (46,5 %) e Neártica (34,10 %; Figura 11). No total 21 métricas foram utilizadas para quantificar a homogeneização biótica (Figura 12), com destaque para a distância de Bray-Curtis (36,4 %), índices de Jaccard (27,9 %) e Sørensen (17,8 %). Os índices de similaridade foram as medidas mais frequentes, e incluem algoritmos para analisar dados binários, quantitativos ou mistos (ver Tabela 1). Para medir a homogeneização taxonômica, abordada em 93,8 % dos estudos quantitativos, as medidas mais utilizadas foram a distância de Bray-Curtis e o índice de Jaccard. A homogeneização funcional, segunda faceta mais explorada (24 %), foi em geral calculada com os mesmos índices, porém baseados na distribuição de características biológicas por espécie e local, conhecido como método *site-by-trait*. Finalmente, a homogeneização genética foi abordada em apenas 3,9 % dos estudos e em geral quantificada por meio de medidas baseadas em frequências alélicas e distâncias filogenéticas.

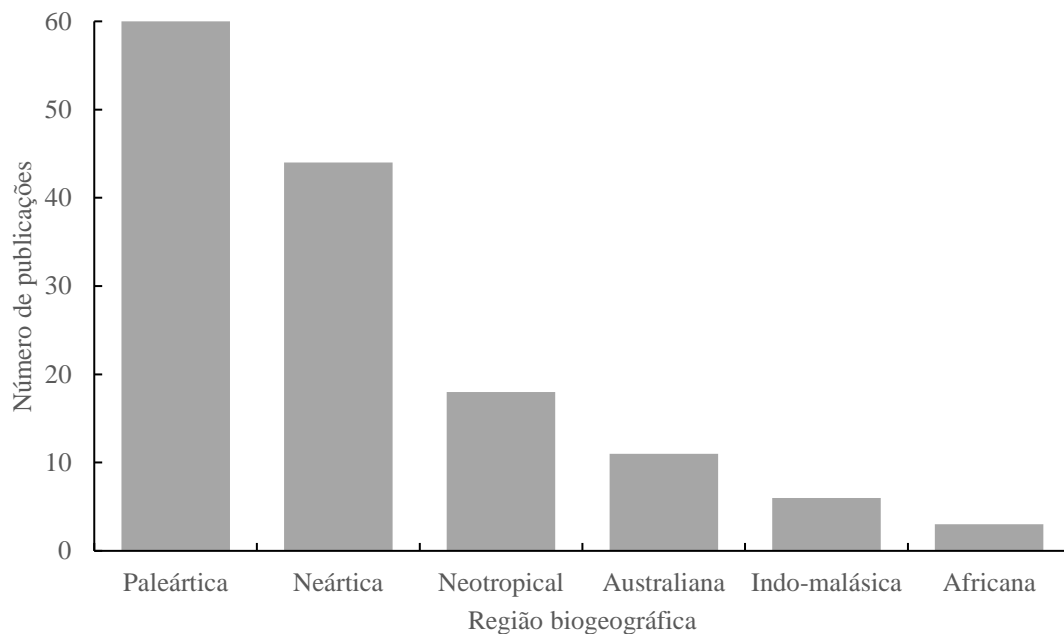


Figura 10. Regiões biogeográficas abordadas em estudos de homogeneização biótica realizados no contexto urbano. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 129.

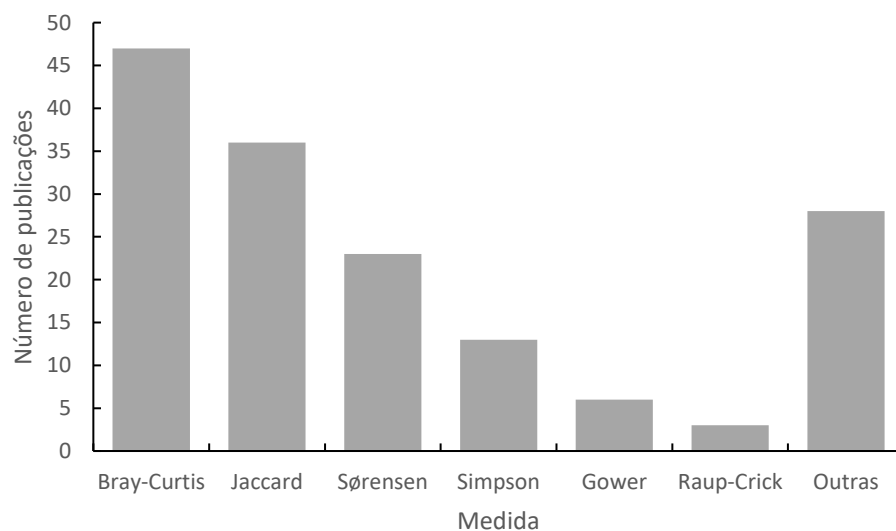


Figura 11. Principais medidas utilizadas para quantificar a homogeneização biótica em estudos realizados no contexto urbano. Medidas com menos de três ocorrências foram agrupadas na categoria “Outras”. Base consultada: ISI *Web of Science*. Período: 1997 a 2017. N= 129.

DISCUSSÃO

Os esforços de pesquisa em homogeneização biótica têm se intensificado nas últimas décadas, mas se mostraram heterogêneos em diferentes regiões geográficas. A maioria esteve vinculada aos países mais ricos das regiões temperadas, um padrão semelhante ao encontrado em outros estudos em ecologia e conservação (Pysek et al.

2008, Martin et al. 2012, Calaça & Grelle 2016). Não coincidentemente, as maiores bases de dados online sobre a biodiversidade, de acesso aberto, estão localizadas em países desenvolvidos das regiões biogeográficas Neártica e Paleártica (Ondei et al. 2018, Wetzel et al. 2018), sendo muitos dos organismos mais monitorados os mesmos em destaque na nossa pesquisa. Em países tropicais emergentes há menos iniciativas de monitoramento, e a disponibilização de bancos de dados também é mais incipiente. Essa discrepância, dentre outras razões, provavelmente contribui para a predominância de trabalhos vinculados a regiões temperadas do Hemisfério Norte.

As publicações que exploraram a homogeneização biótica nas últimas duas décadas apresentam um forte viés taxonômico. Esse padrão era esperado, pois vários grupos de organismos têm sido historicamente negligenciados ou sub-representados na literatura (Whittaker *et al.* 2005, Collen *et al.* 2008, Diniz-Filho *et al.* 2010), principalmente os invertebrados e outros animais ectotérmicos (Bonnet *et al.* 2002). Preencher essas lacunas é crucial para melhorarmos nossa capacidade de gerenciar os impactos antrópicos nos ecossistemas (Mihoub *et al.* 2017, Kissling *et al.* 2018), bem como para a escolha de locais prioritários para a conservação (Reddy & Dávalos 2003). Em adição, avaliar o estado de conservação das espécies e das áreas com funções ecossistêmicas em declínio é essencial para direcionarmos esforços para os locais onde a biodiversidade está mais ameaçada (Pereira *et al.* 2012, Archer *et al.* 2014). Entretanto, o cumprimento desses objetivos só será possível com maior financiamento, principalmente nas regiões do mundo onde as pressões ambientais e o déficit de informação é mais proeminente (ver Martin *et al.* 2014).

Avanços metodológicos

Medidas de similaridade compartilham uma propriedade interessante. A grande maioria delas varia linearmente entre um valor mínimo e máximo (normalmente 0 e 1), permitindo que resultados obtidos por diferentes métodos sejam comparáveis. Entretanto, compilar conclusões biológicas obtidas por diferentes estudos não é uma tarefa trivial. Nós tentamos compilar as conclusões dos estudos que obtivemos na Busca 2 (i.e., se houve homogeneização ou diferenciação), mas a heterogeneidade de metodologias e escalas utilizadas na literatura gerou um banco de dados inconsistente e com incoerências, o que impossibilitou sua análise e interpretação. O principal problema que encontramos foi a fragilidade dos critérios utilizados para mensurar a influência de distúrbios (e.g.,

urbanização) sobre variáveis biológicas, além da falta de clareza de aspectos como escala e tipo de distribuição espacial do organismo modelo (e.g., agregada, uniforme).

Apesar das dificuldades, verificamos avanços metodológicos importantes, com destaque para os trabalhos de Baselga (2010) e Podani & Schmera (2011). Esses autores trouxeram uma nova perspectiva ao estudo quantitativo da HB, ao aperfeiçoarem metodologias de particionamento da diversidade beta para aplicação em estudos comparativos (e.g., Baiser *et al.* 2012). O método consiste em dividir a beta diversidade em dois componentes, um que representa as variações de composição e outro correspondente às variações de riqueza. Tais aperfeiçoamentos têm nos ajudado a compreender o papel relativo das extirpações e das invasões na dinâmica da HB (Villéger & Brosse 2012), bem como minimizar o viés causado por diferenças de tamanho e riqueza entre amostras (Baselga & Leprieur 2015). Outros métodos como índices de especialização ecológica e proximidade filogenética também têm sido utilizados (Devictor *et al.* 2010), porém, foram encontrados com menor frequência na literatura.

Perspectivas para a conservação da biodiversidade em áreas urbanas

Diversos estudos propõem novas abordagens para a conservação da biodiversidade em ambientes antropizados (Chapin *et al.* 2010, Hobbs *et al.* 2011, Jones *et al.* 2012, Miller *et al.* 2012). Alguns deles destacam que uma parte crucial da solução para amenizar a atual crise biológica é a mudança do nosso estilo de vida, no sentido de uma maior participação da sociedade em atividades ligadas à conservação (e.g., ciência cidadã, associações de observadores da natureza). Além do potencial para gerar benefícios ao ser humano (Shanahan *et al.* 2015, 2016), tais atividades podem estimular o engajamento popular com a proteção da biodiversidade (Prévot *et al.* 2018). Essa abordagem tem levado nações desenvolvidas como a Austrália (Victoria 2002) e Escócia (Scotland 2009) a desenvolverem iniciativas pioneiras em áreas densamente povoadas por humanos, levando o interesse na conservação a outro patamar. Entretanto, é importante lembrar que toda intervenção, por menor que seja, em áreas de interesse para a conservação deve ser feita com planejamento e critérios, tendo em vista que sempre há um custo ambiental associado, as vezes maior do que o benefício que se pretende.

A ciência cidadã tem sido uma abordagem crescentemente utilizada para promover a conservação. Nos últimos anos, milhões de pessoas movimentaram quantias vultuosas em atividades voluntárias ao redor do mundo (Theobald *et al.* 2015), ajudando a resolver importantes questões teóricas e práticas enfrentadas pelos conservacionistas. Dados

coletados por voluntários têm subsidiado a geração de estimativas populacionais de organismos ameaçados (Horns *et al.* 2018), inventários em áreas verdes urbanas (Callaghan *et al.* 2017), predições de deslocamento e distribuição de espécies (van Strien *et al.* 2013, Bradsworth *et al.* 2017, Robinson *et al.* 2018), impactos ecológicos relacionados ao uso da paisagem (Todd *et al.* 2016, Foster *et al.* 2017), impacto de construções urbanas na distribuição de organismos (Cosentino *et al.* 2014, Loss *et al.* 2015), além da detecção precoce, vigilância e manejo de espécies exóticas invasoras (Hulbert *et al.* 2017, Ricciardi *et al.* 2017). Dados gerados por levantamentos informais também permitem a investigação de processos ecológicos geograficamente abrangentes, com uma confiabilidade comparável à obtida com dados coletados da maneira sistemática tradicional (Devictor *et al.* 2010b, Dickinson *et al.* 2010, Deguines *et al.* 2016, Klemann-Junior *et al.* 2017, Bried & Siepielski 2018). Além de conscientizar indivíduos e contribuir para a preservação, iniciativas como essa fornecem dados importantes para o entendimento de processos biológicos como a homogeneização biótica.

Por fim, existem outros métodos inovadores de avaliação do estado da biodiversidade sendo desenvolvidos. Esse é o caso por exemplo do *The Living Planet Index* (LPI; <http://www.livingplanetindex.org/home/index>), que representa uma medida do estado da biodiversidade global baseada em projeções populacionais de espécies de vertebrados ao redor do mundo. Esse índice é subsidiado por uma base com mais de 20 mil séries de dados de populações, de cerca de 4200 espécies, incluindo mamíferos, aves, peixes, répteis e anfíbios. A base é alimentada por jornais, dados *online*, informes governamentais, entre outras fontes não convencionais, constituindo um importante volume de dados passível de ser utilizado em estudos biogeográficos como a homogeneização biótica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não é novidade na história evolutiva que espécies sejam extintas como consequência de mudanças ambientais. O aspecto incomum, na crise atual, é que as mudanças causadas por uma única espécie – a nossa – tem causado uma rápida homogeneização taxonômica, genética e funcional dos ecossistemas. Em face a essa nova realidade, estudos futuros deverão empregar mais esforços em direção às áreas antropizadas, visando compreender a influência das atividades humanas no processo de degradação da biodiversidade. Nos próximos anos, será cada vez mais difícil conservar a

natureza em áreas de proteção ambiental, sobretudo devido a pervasividade dos impactos antrópicos. Isso implica em uma revisão das ações de conservação, no sentido de contemplar novas abordagens capazes de integrar os desafios ambientais, políticos e socioeconômico contemporâneos. Nesse sentido áreas urbanas são uma grande oportunidade, pois concentram importantes recursos humanos, políticos e econômicos que permitem aumentar o nosso conhecimento científico e a nossa capacidade de agir em prol da conservação.

Destacamos também a importância de se avaliar a produtividade científica e as ações de conservação do ponto de vista socioeconômico. Os resultados apresentados por nossa pesquisa refletem em parte aspectos sociais, políticos e econômicos dos países (ver McCreless *et al.* 2013, Lin *et al.* 2014, Doi *et al.* 2014, Lira-Noriega & Soberón 2015). Não é mera coincidência que as regiões socioeconomicamente mais desenvolvidas produzam maior quantidade de pesquisas em conservação. Fatores como renda, nível de educação, qualidade de vida e estabilidade política são igualmente importantes para que haja mais pesquisas em meio ambiente, principalmente nas regiões onde o conhecimento sobre a biodiversidade está mais defasado. Portanto, faltam estudos relacionando parâmetros sociais e ambientais que nos permitam refletir sobre essas questões. A integração de estudos bibliométricos das áreas sociais, políticas e ambientais tem grande potencial para fornecer informações relevantes para o gerenciamento dos esforços de conservação em áreas de alta concentração populacional humana.

Nos próximos anos o sucesso da conservação dependerá de múltiplos fatores ambientais, econômicos e sociopolíticos, tais como mudanças climáticas, aplicação de recursos financeiros, desenvolvimento de ferramentas tecnológicas, recursos humanos e governança global (Ricciardi *et al.* 2017, Amano *et al.* 2018). Em um mundo cada vez mais urbanizado e populoso, a conservação dependerá do quanto as pessoas estarão dispostas a considerar mudanças em seu cotidiano. Através da conscientização e participação da sociedade, podemos utilizar a ciência para gerenciar os nossos impactos sobre as outras espécies, e preservar o que ainda nos restou de biodiversidade. Há dois princípios importantes na ciência da conservação. Primeiro, o planejamento da conservação deve ser abordado por estratégias múltiplas e, segundo os humanos devem ser considerados parte ativa nesse processo (Kareiva & Marvier 2012).

CAPÍTULO 2 - ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM BRASÍLIA: VIAS DE INTRODUÇÃO, VETORES DE DISPERSÃO E IMPACTOS AMBIENTAIS E SOCIOECONÔMICOS

RESUMO

A divulgação científica e o engajamento popular são ferramentas cruciais para o enfrentamento da atual crise ecológica em curso no nosso planeta. Com base nessa premissa, criamos a presente compilação para orientar as pessoas a respeito dos problemas causados pelas espécies exóticas invasoras (EEI), as quais constituem umas das principais causas de perda de biodiversidade na atualidade. O material é direcionado a educadores, estudantes, profissionais de meio ambiente, trabalhadores rurais, paisagistas, técnicos de campo e todas as pessoas que desejam conhecer ou saber mais sobre as bioinvasões. Nele abordamos os principais aspectos em torno desse assunto, baseados na literatura científica e em observações de campo realizadas na cidade de Brasília. Primeiro apresentamos uma visão geral sobre as bioinvasões e seus impactos causados no meio ambiente, saúde e economia. Na sequência abordamos as principais vias de introdução e vetores de dispersão de EEI, com ênfase na Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal. Ao longo dos tópicos sugerimos também algumas recomendações de como as pessoas podem ajudar a evitar problemas com as bioinvasões. A publicação é fruto de um projeto elaborado pela equipe do Laboratório de Biologia Evolutiva da Universidade de Brasília, realizado com apoio de órgãos governamentais de fomento à pesquisa (CNPq, CAPES e FAPDF) e de meio ambiente (MMA e IBRAM).

Palavras-chave: conscientização; educação ambiental

INTRODUÇÃO

Há milhares de anos a humanidade tem se beneficiado da biodiversidade para prosperar em suas atividades. Dependemos de polinizadores para produzir alimentos, de plantas para curar doenças e de vários outros benefícios derivados do funcionamento saudável dos ecossistemas. Entretanto, nos últimos séculos nossa espécie tem sido o pivô de uma das maiores crises biológicas já documentada (Barnosky *et al.* 2011, Dirzo *et al.* 2014), colocando em risco grande parte da biodiversidade e a própria existência humana. As maiores causas dessa catástrofe são a perda de habitat, mudanças climáticas, poluição, exploração excessiva de recursos naturais e disseminação de espécies exóticas invasoras (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Organismos invasores podem chegar a novos locais por meio de fatores naturais, entretanto, na maioria das vezes são disseminados de maneira intencional ou acidental por meio de atividades humanas (Padayachee *et al.* 2017). Podemos citar como exemplos transportadas em calçados, plantas cultivadas em jardins, água de lastro em navios, além da soltura indevida de animais de estimação em áreas naturais e antropizadas. Uma vez introduzidas, espécies invasoras se dispersam com e sem a nossa ajuda, causando impactos ambientais e socioeconômicos diversos (Hawkins *et al.* 2015, Bacher *et al.* 2018). Extinções de espécies ameaçadas, disseminação de ervas daninhas em lavouras e transmissão de doenças são alguns dos prejuízos causados por esses organismos à natureza, economia e bem-estar humano.

Os impactos causados pelas bioinvasões são reconhecidos globalmente. A Convenção Sobre Diversidade Biológica (CDB), órgão de proteção da biodiversidade vinculado à ONU tem se manifestado em diversos documentos na tentativa de engajar os países contra essa ameaça, o que levou o Brasil a aprovar em 2018 a sua primeira Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (MMA 2018). O documento prevê uma série de medidas legislativas, operacionais e educacionais, com objetivo de reduzir a disseminação desses organismos e mitigar seus impactos nos ecossistemas brasileiros.

A escassez de informações em uma linguagem acessível é um dos principais entraves à resolução de problemas envolvendo espécies invasoras (Gaertner *et al.* 2017a, 2017b, Novoa *et al.* 2017). O público em geral desconhece as bioinvasões, incluindo seus impactos sobre a biodiversidade, saúde e economia. Desenvolvemos o presente material com o objetivo de engajar a sociedade na resolução dessas questões, disponibilizando informações sobre as invasões biológicas e as principais vias, vetores e impactos de espécies exóticas invasoras encontradas na cidade de Brasília.

MATERIAL E MÉTODOS

O conteúdo deste capítulo foi subsidiado por uma pesquisa contínua na literatura científica, e inspirado em discussões realizadas ao longo da disciplina de invasões biológicas ofertada pelo PPG em Ecologia da Universidade de Brasília, em 2017. A coordenação do Laboratório de Biologia Evolutiva conduziu as atividades na ocasião, indicando referências bibliográficas, organizando palestras de atores governamentais e pesquisadores, além de monografias e seminários realizados pelos estudantes. Tais informações foram essenciais para a compilação aqui presente, pois forneceram uma visão inicial ampla a respeito do tema. A partir disso escolhemos os conceitos mais representativos relativos à biologia das invasões, e os abordamos com base na literatura atual e registro fotográfico de espécies invasoras.

Coletamos a maioria das imagens na cidade de Brasília, em campanhas espontâneas realizadas entre agosto de 2017 e julho de 2018. Foram realizadas pelo menos três saídas mensais à campo nesse período, dentro e fora de unidades de conservação, incluindo visitas a estabelecimentos comerciais, residências e terrenos abandonados. Uma parcela menor dos registros é proveniente de arquivo pessoal e outras fontes indicadas nas figuras. Inicialmente priorizamos as espécies que continham estudos científicos de impactos ambientais e socioeconômicos em cidades brasileiras. Após a publicação da Lista Oficial de Espécies Invasoras do Distrito Federal (Anexo 1), fizemos a seleção final das espécies abordadas. A maioria das espécies selecionadas inicialmente coincidiu com aquelas presentes na Lista Oficial do DF, reforçando a pertinência de abordá-las em um material de divulgação.

Além do registro das espécies invasoras, realizamos buscas nas bases de dados Scielo e ISI *Web of Science* para prospectar publicações e desenvolver o conteúdo. Consultamos ainda materiais *online* disponíveis em outras bases de instituições nacionais e internacionais, tanto para a composição do conteúdo quanto para a identificação das espécies. As principais bases pesquisadas foram as das seguintes instituições: Instituto Hórus (2018), IUCN (GISD 2018), CABI (2018), *Missouri Botanical Garden* (2018) e Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ 2018).

O produto final deste capítulo está organizado em quatro seções principais. A primeira é uma introdução geral sobre o que são espécies invasoras, com ênfase nos impactos ambientais e socioeconômicos decorrentes das bioinvasões. Na seção seguinte apresentamos as principais vias e vetores de espécies invasoras no Distrito Federal, alinhados com a classificação utilizada pela Convenção Sobre Diversidade Biológica (ver

Tabela 1 e 2, Padayachee *et al.* 2017). Na mesma seção relacionamos essas vias e vetores com atividades do cotidiano (e.g., agricultura, comércio de animais de estimação, entre outras), apresentando informações adicionais sobre impactos além de dicas para evitar ou minimizar as bioinvasões. Na última seção elaboramos um modelo de ficha sobre algumas espécies invasoras prioritárias no DF, contendo sua descrição biológica básica, vias e vetores, impactos, métodos de controle, entre outras informações.

Todo o conteúdo poderá ser utilizado ainda como fonte para elaboração de materiais adicionais de divulgação, tanto em meio físico (e.g., panfletos, cartazes) como digital (e.g., sítios *online*, PDF), afim de atingir seguimentos e públicos específicos (e.g., escolas, comércio, núcleos de produção agrícola). Por fim destacamos que o material não visa esgotar todas as informações pertinentes às espécies invasoras do Distrito Federal, pelo contrário, o mesmo é um protótipo que deverá ser complementado junto aos colaboradores da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (MMA, 2018) e da iniciativa regional liderada pelo Instituto Brasília Ambiental (IBRAM).

O QUE SÃO INVASÕES BIOLÓGICAS

O termo invasões biológicas se refere ao processo de transporte, introdução, estabelecimento e autopropagação de uma espécie fora de seu ambiente de ocorrência natural (Blackburn *et al.* 2011). Para entendermos melhor esse assunto, precisamos relembrar alguns conceitos fundamentais. O primeiro deles é a diferença entre espécie nativa e exótica. Basicamente, chamamos de nativo ou endêmico todo organismo encontrado em sua área de distribuição natural, que pode englobar desde regiões específicas dentro de um ecossistema até países ou continentes inteiros (Figura 1). A localização ou o tamanho dessa área não é determinada por limites políticos (e.g., país, cidade), mas por fatores evolutivos, ambientais e biológicos como clima, competição com outras espécies, modo de vida, tipo de alimentação, entre outros.

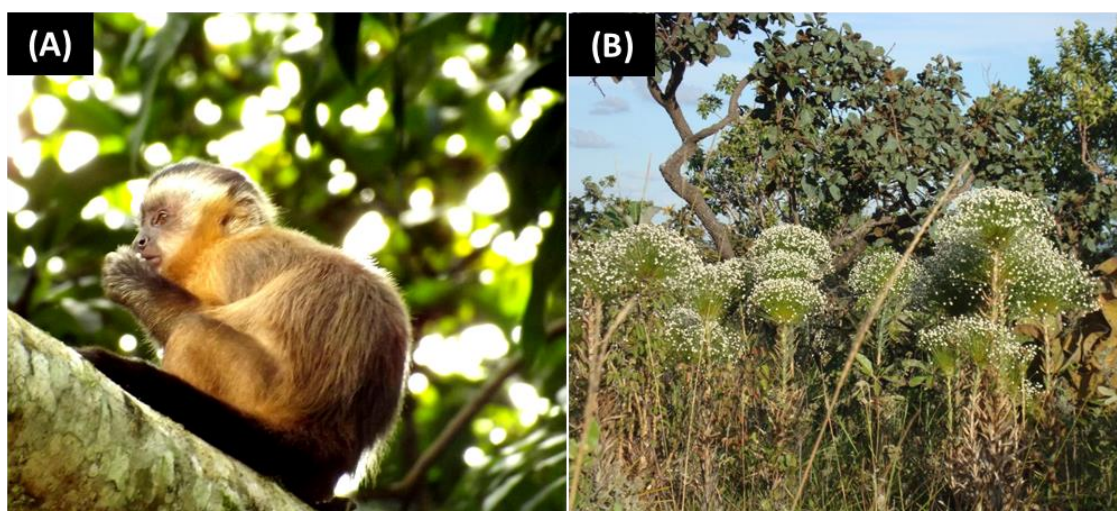


Figura 1. Exemplos de espécies nativas. A) Macaco-prego (*Sapajus libidinosus*), um primata nativo de regiões florestais da América do Sul. P. N. de Brasília, 2013. B) Chuveirinho (*Paepalanthus* sp.). Algumas espécies desse gênero são restritas a regiões específicas do bioma Cerrado. P. N. da Chapada dos Veadeiros, 2014. Fotos: H.R.N.

Muitas espécies acabam ultrapassando os limites de sua área de distribuição natural, tornando-se espécies exóticas (Figura 2). Isso pode acontecer por meio de fatores naturais (e.g., vento, tempestades, maremotos), mas na maioria das vezes ocorre devido ao transporte intencional ou acidental mediado pelos humanos (e.g., sementes grudadas em calçados, água de lastro; Padayachee *et al.* 2017). Algumas espécies exóticas são capazes de sobreviver e se reproduzir no ambiente onde foram introduzidas, tornando-se espécies naturalizadas, outras permanecem casuais ou transientes persistindo apenas quando são continuamente manejadas pelos humanos. Estima-se que no mundo existam mais de 480 mil espécies fora de sua área de distribuição natural (Pimentel *et al.* 2001), incluindo

plantas, animais e microrganismos. Muitas delas permanecem inofensivas no local onde foram introduzidas, enquanto outras se tornam invasoras causando verdadeiras catástrofes ambientais e socioeconômicas (Simberloff *et al.* 2013).

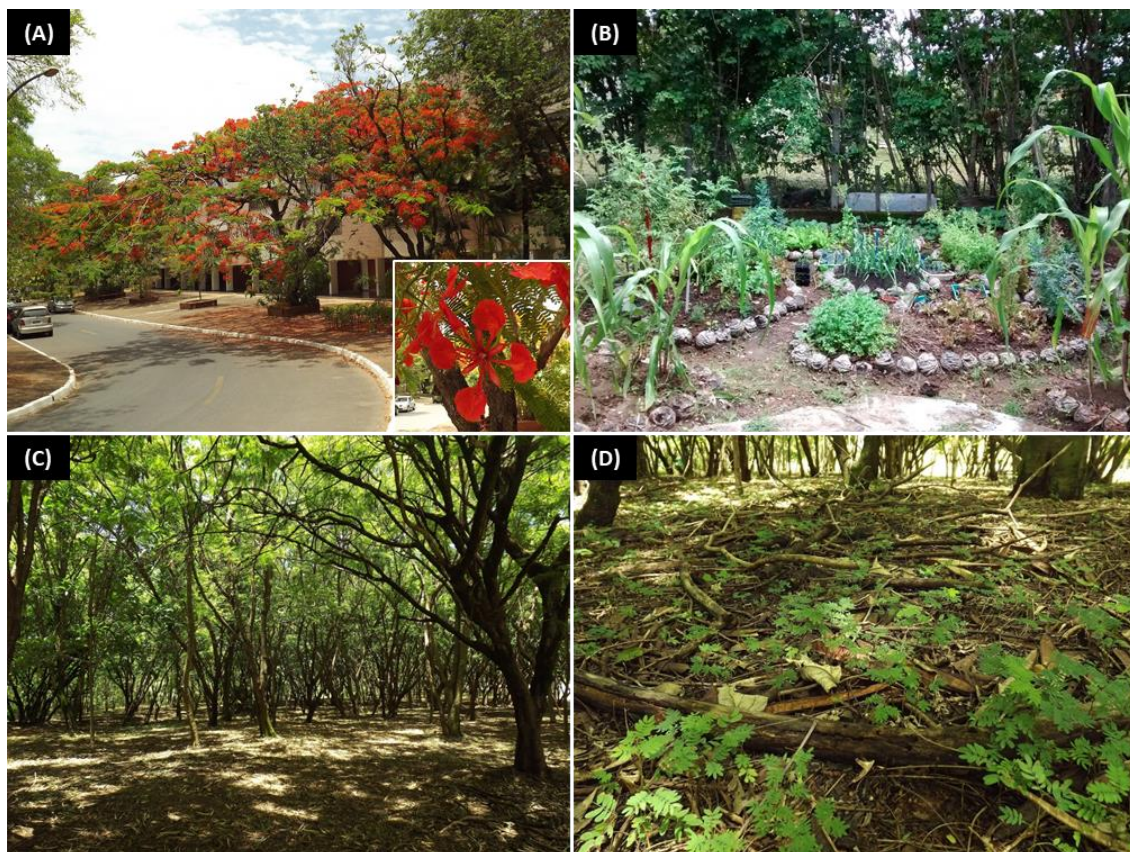


Figura 2. Exemplos de espécies exóticas e exótica invasora. A) Flamboyant (*Delonix regia*), uma espécie exótica proveniente de áreas florestais de Madagascar amplamente utilizada no Brasil para fins de arborização urbana. Brasília, 2017. B) Horta caseira com diversas espécies de hortaliças exóticas casuais. Brasília, 2013. C) área invadida por *Leucaena leucocephala*. D) Plântulas de *L. leucocephala*. Parque Olhos D'água, Brasília, 2017. Fotos: H.R.N.

Impactos das bioinvasões

As Invasões biológicas são uma ameaça global com implicações negativas tanto para o meio ambiente quanto para a sociedade. Seus impactos incluem a diminuição da abundância de espécies nativas, alteração de ciclos biogeoquímicos, além de várias outras modificações que afetam a natureza e o bem-estar humano. Podemos classificar os impactos causados por EEI em dois grandes grupos. Toda mudança quantificável nas propriedades físicas ou biológicas de um ecossistema é considerada um impacto ambiental (Hawkins *et al.* 2015). Complementarmente, todo efeito causado por EEI na segurança, economia, saúde e aspectos culturais relacionados ao bem-estar humano é considerado um impacto socioeconômico (Bacher *et al.* 2018).

Impactos ambientais

No Brasil temos vários exemplos de impactos ambientais causados por organismos invasores. Um dos mais documentados é o caso da gramínea africana *Melinis minutiflora*, conhecida como capim-gordura (Figura 3). A espécie foi introduzida para servir de pasto para animais de criação, mas acabou se tornando uma grave ameaça aos ecossistemas brasileiros (Matos & Pivello 2009). Seus principais impactos



Figura 3. Invasão por *Melinis minutiflora*. Parque Olhos D'água, Brasília, 2017. Foto: H.R.N.

envolvem a redução da biodiversidade e a alteração do regime natural do fogo no bioma Cerrado (Martins *et al.* 2011, Rossi *et al.* 2014). Locais dominados por *M. minutiflora* são muito difíceis de serem recolonizados por plantas nativas, pois essa invasora se espalha rapidamente no ambiente, sem deixar espaço para espécies locais germinarem ou crescerem. Além disso, a espécie secreta um tipo de óleo inflamável pelas folhas, capaz de aumentar a severidade dos incêndios e alterar a dinâmica natural do ecossistema.

Impactos socioeconômicos

No campo dos impactos socioeconômicos destacamos os problemas causados por EEI na agricultura. Estima-se que a disseminação de plantas, animais e micróbios exóticos causem entre US\$ 55 e US\$ 248 bilhões em prejuízos ao setor anualmente (Bright 1999). No Brasil, plantas daninhas são responsáveis pela redução de mais de 13% da produção agrícola, além de perdas na casa dos US\$ 17 bilhões por ano (Pimentel *et al.* 2001). Assim como as plantas, artrópodes praga custam caro à economia brasileira.



Figura 4. *Drosophila suzukii*. Foto: Paula *et al.* 2014

Estima-se que insetos causem uma redução superior a 7% na produção agrícola, além de prejuízo aproximado de US\$ 17,7 bilhões anualmente (Oliveira *et al.* 2014). Desse total, cerca de US\$ 1,6 bilhões são devido a espécies exóticas (Oliveira *et al.* 2013). Como exemplo podemos citar os prejuízos envolvendo moscas da família Drosophilidae. A maioria das moscas dessa família se alimenta de microrganismos presentes em frutos ou

outros materiais orgânicos em decomposição. Algumas espécies, entretanto, são capazes de colonizar frutos de valor econômico antes da colheita, causando prejuízos à economia e ao abastecimento de alimentos (Benito *et al.* 2016, Roque *et al.* 2017, Zanuncio-Júnior *et al.* 2018). No Brasil duas espécies se destacam por esse comportamento: *Zaprionus indianus* (mosca-do-figo) e *Drosophila suzukii* (mosca-de-asa-manchada, Figura 4). Elas se disseminaram provavelmente de maneira involuntária através do comércio internacional de alimentos e hoje atacam plantações de uva, morango, figo e diversas outras culturas ao redor do mundo.

Por último destacamos os problemas causados por EEI à saúde humana. Segundo o Informe Nacional publicado pelo MMA em 2008, cerca de 99 espécies exóticas invasoras são consideradas agentes de danos a integridade física ou transmissores de patógenos aos humanos (Chame 2009). A maioria são de helmintos, mas há também plantas, artrópodes, vírus, bactérias, fungos e protozoários. Mais de



Figura 5. *Aedes aegypti*. Foto: Defesa Civil do Paraná.

42 % delas foram introduzidas diretamente pela nossa espécie, enquanto cerca de 20,9 % acidentalmente por meio de veículos, embalagens, alimentos contaminados e plantas ornamentais, e 24, 2 % por roedores, pescados e animais domesticados (e.g., aves, bovinos, cães, equinos e ovinos; Chame 2009). Um dos casos mais emblemáticos de invasão biológica afetando a saúde humana são os relacionados ao mosquito da dengue (Figura 5). Somente em 2016 o Brasil gastou mais de R\$ 2,3 bilhões com o manejo de doenças transmitidas pelo *Aedes aegypti* (Teich *et al.* 2017), sem contar o custo incalculável pelas milhares de vidas perdidas nos últimos anos. Pesquisas recentes mostram ainda que uma dessas doenças, a Zika, tem potencial para ser transmitida por outros animais silvestres além do mosquito, o que pode agravar ainda mais a epidemia nos próximos anos (Bueno *et al.* 2016).

VIAS E VETORES DE ESPÉCIES INVASORAS

As vias de introdução (e.g., Tabela 1) são os caminhos pelos quais as espécies exóticas são translocadas de um local para outro. Esse conceito é particularmente importante, pois permite a identificação de processos que facilitam a introdução de

espécies invasoras em novos ambientes e conseqüentemente a ocorrência das bioinvasões. A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) considera essa estratégia como prioritária para atingimento das metas globais de conservação da biodiversidade e inclusive requer que os países signatários identifiquem e priorizem suas vias de introdução até 2020 (Scalera *et al.* 2016). Vetores de dispersão (e.g., Tabela 2), por sua vez, são os processos ou agentes por meio dos quais espécies se dispersam após serem introduzidas. Embora essas definições sejam muito úteis no combate às bioinvasões, algumas vias e vetores são extremamente difíceis de serem monitoradas. Esse é o caso por exemplo de sementes transportadas em malas de viajantes ou em máquinas agrícolas. Seria logisticamente inviável inspecionar todas as bagagens em aeroportos ou todos os maquinários de uma cidade. Para essas situações a prevenção por meio da educação ambiental constitui uma importante ferramenta.

Tabela 1. Principais vias de introdução de espécies exóticas invasoras em áreas urbanas. Modificado de Padayachee *et al.* 2017.

Classificação	Via
Corredores	Vias aquáticas interligadas
Escape após introdução intencional	Agricultura ^a
	Aquicultura ^a
	Comércio de animais de estimação ^a
	Criação de animais ^a
	Criação de fazendas de pele
	Horticultura ^a
	Jardins Botânicos, zoológicos e aquários ^a
	Ornamentação ^a
	Pesquisa científica ^a
	Silvicultura ^a
Introdução acidental	Transporte de materiais orgânicos ^a
	Água de lastro
	Carona em avião ^b
	Carona em embarcações
	Casco de embarcações
	Containers ^b
	Maquinários e equipamentos ^b
	Pesca e equipamentos de aquicultura ^a
	Bagagens de pessoas ^b
	Veículos ^b
Soltura após introdução intencional	Caça
	Controle biológico
	Controle de erosão ^a
	Pesca ^a
	Uso na natureza ^a

^a Possui casos em Brasília confirmados por meio de levantamento bibliográfico ou visual.

^b Possível ocorrência em Brasília.

Locais com alta concentração de humanos possuem uma rede complexa de vias de introdução de espécies invasoras, além de um conjunto amplo de vetores que facilitam a

sua dispersão (von der Lippe & Kowarik 2008, McLean *et al.* 2017). Organismos invasores podem ser carregados de maneira acidental em veículos, calçados, roupas, equipamentos de camping e outras estruturas, ou deliberadamente por meio de atividades como comércio de animais de estimação, plantas ornamentais, caça e pesca. Nos próximos tópicos abordaremos as principais vias e vetores de espécies invasoras, explorando exemplos com ênfase na Lista Oficial do Distrito Federal.

Tabela 2. Principais vetores de dispersão de espécies exóticas invasoras em áreas urbanas. Modificado de Padayachee *et al.* 2017.

Classificação	Vetor
Dispersão acidental	Compartilhamento de recursos ^a Correntes de vento e água ^a Distúrbios ambientais ^a Casco de embarcações ^b Escape de jardins ^a Lixeiras ^a Reprodução vegetativa ^a Roupas e calçados ^a Translocação de maquinários e equipamentos ^a Transporte de materiais ^a Veículos ^a
Dispersão intencional	Aclimação cultural ^a Agricultura ^a Aquicultura ^a Comércio de animais ^b Escape do confinamento Horticultura ^a Melhoramento da paisagem ^a Ornamentação ^a Silvicultura ^a Viveiros comerciais ^a
Dispersão natural	Correntes de vento e água ^a Dispersão sem ajuda de humanos ^a Endozocoria ^a

^a Possui casos em Brasília confirmados por meio de levantamento bibliográfico ou visual.

^b Possível ocorrência em Brasília.

Plantas ornamentais

A horticultura de espécies ornamentais é uma das principais vias de introdução e dispersão de espécies invasoras (Padayachee *et al.* 2017). Historicamente, pessoas utilizam plantas para decorar jardins, se aclimatar em novos ambientes, além de diversos outros usos econômicos e socioculturais. A partir dos nossos quintais, pássaros, correntes de água

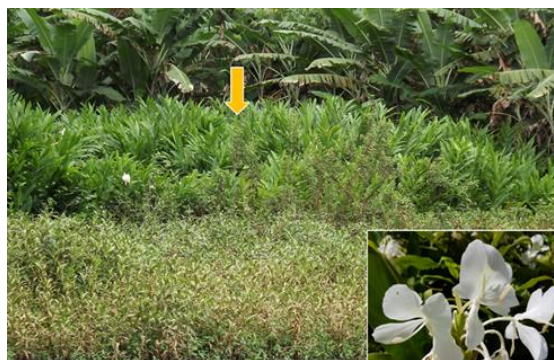


Figura 6. Invasão por *Hedychium coronarium* (seta) no Parque Olhos D'água. Brasília, 2017. Foto: H.R.N.

e o vento podem facilmente dispersar sementes e outras partes reprodutivas de plantas por dezenas de quilômetros. Uma das espécies invasoras mais frequentemente utilizadas como planta ornamental em jardins e áreas verdes é o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*, Figura 6). A espécie é nativa nos Himalaias e Sul da China, mas foi introduzida em várias partes do mundo devido à beleza e aroma de suas flores (CABI 2018). Ela invade principalmente beiras de córregos e outros ecossistemas úmidos, tornando-se uma praga difícil de ser controlada (Santos *et al.* 2005, Haider *et al.* 2016). O lírio do brejo se espalha muito rápido em áreas invadidas, formando touceiras densas e difíceis de serem removidas. Por produzir muita biomassa, pode alterar a composição química de ambientes aquáticos, impactando comunidades de insetos (Saulino & Trivinho-Strixino 2017). A exclusão de espécies nativas por competição é outro impacto encontrado em locais invadidos (de Castro *et al.* 2016, Haider *et al.* 2016).

Outra espécie invasora frequentemente utilizada para fins ornamentais é o *Arundo donax* (Figura 7), conhecida como cana-do-reino. Essa é uma das maiores espécies de gramíneas do mundo, podendo chegar a mais de 2 metros de altura. É considerada nativa em regiões tropicais e subtropicais da Ásia (CABI 2018), mas atualmente pode ser encontrada em quase todo o mundo. Considerada uma das 100



Figura 7. Invasão por *Arundo donax* em beira de estrada. Brasília, 2018. Foto: H.R.N.

piores espécies invasoras (Lowe *et al.* 2000), invade uma grande variedade de ecossistemas, pois pode tolerar uma ampla diversidade de solos e condições ambientais (CABI 2018). Entretanto, sua ocorrência geralmente está associada a áreas degradadas como borda de rodovias, aterros e depósito de entulhos (Simões *et al.* 2013), de onde se espalha para áreas naturais. Seus principais impactos envolvem a competição com plantas nativas e mudanças na abundância, diversidade e composição de artrópodes associados a vegetações na borda de riachos (Maceda-Veiga *et al.* 2016). A substituição da vegetação nativa por *A. donax* acarreta em mudanças na estrutura trófica de ambientes invadidos, causando danos à fauna e flora nativas. A espécie também afeta a agricultura, pois possui substâncias alelopáticas capazes de afetar a germinação e o crescimento de legumes com valor econômico (Abu-romman & Ammari 2015).

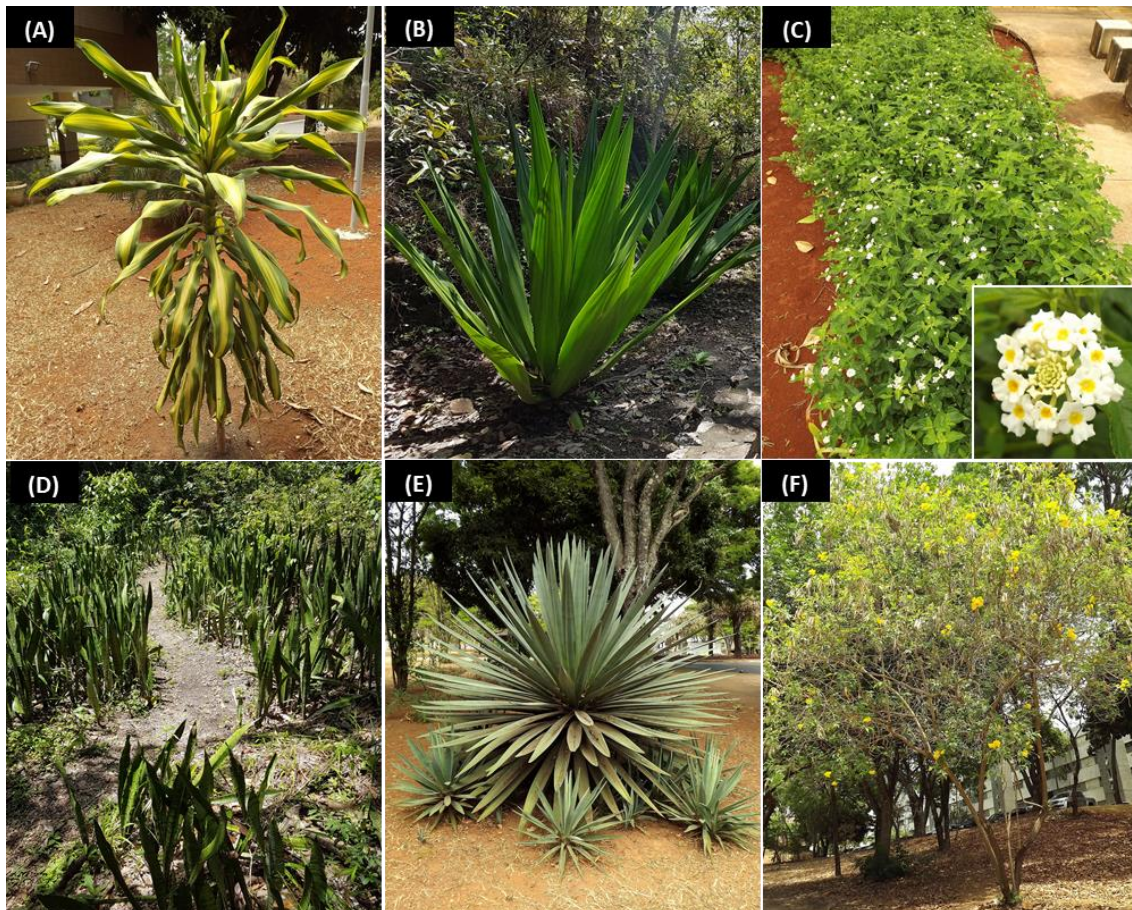


Figura 8. Outros exemplos de espécies ornamentais presentes na Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal. A) *Dracaena fragans*; B) *Furcraea foetida*; C) *Lantana camara* (cambará); D) *Sansevieria trifasciata* (espada-de-são-jorge); E) *Agave sisalana* (agave, sisal); F) *Tecoma stans* (ipezinho-de-jardim). Brasília, 2017 e 2018. Fotos: H.R.N.

Como ajudar?

Procure por plantas invasoras no seu jardim. Comece pelas espécies incluídas na lista oficial de invasoras da sua cidade. Você pode encontrar a lista de Brasília na página institucional do IBRAM. Se encontrar alguma invasora e quiser removê-la, faça-o sem deixar raízes ou pedaços de caule no solo. Muitas espécies são capazes de rebrotar e reinfestar o local rapidamente a partir desses seguimentos. Caso seja de seu interesse manter uma espécie invasora para uso ornamental, recomendamos que se informe sobre como fazer o manejo adequado para que ela não se espalhe para novos locais. O ideal para evitar problemas é substituí-las por espécies nativas da sua região.

Prefira utilizar substratos livres de sementes. Muitos são infestados de ervas daninhas que acabam se espalhando em hortas, jardins e posteriormente transportados para ambientes naturais. Normalmente essa informação está presente na embalagem, mas você também pode perguntar para o vendedor no ato da compra.

Cuide do seu jardim sem destruir o meio ambiente. Não deposite restos de poda e outros resíduos de jardinagem em terrenos baldios e lixões. Considere fazer a compostagem ou entre em contato com o serviço de limpeza pública para adquirir mais informações sobre como depositar esse tipo de resíduo em local seguro. Recomendamos ainda que nunca jogue plantas e outros conteúdos de lagoas artificiais em rios, lagos e outros corpos d'água.

Animais de estimação

A soltura indevida de animais de estimação é uma das principais ameaças à biodiversidade global. Somente no Brasil, estima-se que pelo menos 37 espécies nativas de vertebrados são afetadas pela presença de cães domésticos (*Canis familiaris*) e asselvajados em Unidades de Conservação (Lessa *et al.* 2016), devido a impactos como competição por recursos, predação e transmissão de doenças. Outro mamífero extremamente prejudicial para a fauna é o gato doméstico (*Felis catus*, Figura 9). Esses animais são considerados uma das 100 piores espécies invasoras do mundo (Lowe *et al.* 2000), principalmente por serem predadores implacáveis de aves e outros animais. Estima-se que os gatos domésticos tenham contribuído para a extinção de mais de 60 espécies de vertebrados continentais (Loss & Marra 2017).

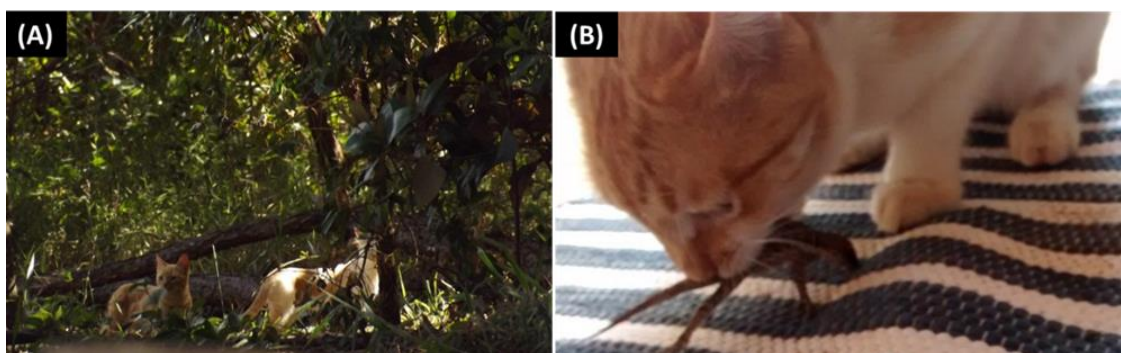


Figura 9. Gato doméstico (*Felis catus*), uma das cem piores espécies invasoras do mundo. A) gatos de vida livre em área de Cerrado do Jardim Botânico de Brasília. B) gato doméstico predando lagarto nativo. Brasília, 2014. Fotos: H.R.N.

Em ilhas, gatos causaram a extinção de pelo menos 11 aves, 4 mamíferos e 1 espécie de réptil, além de danos a mais de 100 espécies criticamente ameaçadas (Medina *et al.* 2011). Estimativas sugerem que somente na ilha principal do arquipélago de Fernando de Noronha haja cerca de 1.287 gatos, uma das maiores populações insulares já registradas no mundo (Dias *et al.* 2017). Entretanto, ainda não há números exatos de quantas espécies

nativas podem ter sido afetadas nesse local. Em várias regiões do mundo, gatos são responsáveis ainda pela transmissão de doenças aos humanos, como a toxoplasmose e micoses cutâneas (Viguié-Vallanet & Paugam 2009).

Répteis e anfíbios também são amplamente introduzidos em novos ambientes como animais de estimação, principalmente lagartos, cobras e cágados (Stringham & Lockwood 2018). O preço cada vez mais acessível tem levado as pessoas a adquirirem esses animais compulsivamente, sem pensar nas



Figura 10. *Trachemys scripta* no Parque Olhos D'água. Brasília, 2018. Foto: H.R.N.

consequências e nos cuidados que eles podem demandar no dia-a-dia. Quando crescem e ficam mais custosos, seus proprietários os abandonam em terrenos baldios, áreas verdes e outros locais inapropriados, sem pensar nos prejuízos ambientais e sociais que podem causar. Em Brasília, por exemplo, é muito comum encontrar exemplares do cágado-de-orelha-vermelha (*Trachemys scripta*, Figura 10) em parques urbanos. Os impactos causados por répteis e anfíbios envolvem a predação e envenenamento de espécies nativas, herbivoria, competição por recursos e transmissão de doenças (Kraus 2015).

Finalmente destacamos a soltura indevida de animais de aquário como via de introdução de espécies invasoras. Em Brasília, a década de 70 foi marcada pelo início de várias introduções clandestinas de peixes ornamentais exóticos no Lago Paranoá (Bastos 1980), como *Poecilia* sp. (guppy), *Xiphophorus* sp. (espadinha e plati), *Phalloceros caudimaculatus* (barrigudinho) e



Figura 11. Variedade de *Carassius auratus*. Brasília, 2018. Foto: H.R.N.

Carassius auratus (goldfish, Figura 11). Nos dias atuais, o goldfish continua sendo uma das espécies de aquário mais frequentemente introduzidas ao redor do mundo (Savini *et al.* 2010), e provavelmente também no Distrito Federal. Seus impactos incluem a predação de ovos (Monello & Wright 2001) e mudança no comportamento de espécies de anfíbios (Winandy & Denoël 2015). Por ser um peixe agressivo, altera o comportamento alimentar de juvenis causando mudanças no seu desenvolvimento. Outros peixes de aquário reconhecidos por seus impactos são os poecilídeos (e.g., guppy,

espadinha, molinésia, plati). Diversas espécies dessa família são capazes de reproduzir em riachos de cabeceira, causando danos à biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas (Magalhães & Jacobi 2017).

Como ajudar?

Faça a guarda consciente do seu animal de estimação. Antes de adquirir um animal de estimação, certifique-se de que você conseguirá mantê-lo saudável e longe de animais de vida livre. Jamais jogue peixes e outros animais de aquário ou terrário em rios, córregos, lagos e outros corpos d'água. A ação de maltratar animais é considerada crime ambiental, podendo gerar multa ou até mesmo prisão.

Resíduos urbanos

Cidades são locais com alta incidência de animais indesejáveis, principalmente de espécies generalistas resistentes a condições ambientais diversas. Muitos deles se aproveitam dos resíduos orgânicos presentes no espaço urbano para se reproduzir e ocupar novos territórios (Plaza & Lambertucci 2017, e.g., Figura 12), tornando-se pragas difíceis de serem controladas. Dentre os representantes



Figura 12. *Columba livia* se alimentando de resíduos urbanos. Brasília, 2018. Foto:

dessa categoria podemos citar moscas, pulgas, baratas de esgoto, pombos, ratos e muitos outros. Uma vez disseminados em cidades, tais organismos chegam a ambientes naturais com ou sem ajuda dos humanos, gerando impactos ambientais e socioeconômicos diversos. A proliferação de ratos, por exemplo, tem sido responsável pelo declínio de várias espécies de aves marinhas tropicais no mundo, algumas inclusive ameaçadas de extinção (Jones *et al.* 2008). Em Abrolhos, no Brasil, ratos têm sido a principal ameaça de uma ave endêmica conhecida como rabo-de-palha-de-bico-vermelho (*Phaethon aethereus*), devido à predação de seus ovos e filhotes (Sarmiento *et al.* 2014).

Invasores em resíduos urbanos não são uma ameaça apenas à biodiversidade, mas também à saúde humana. Ratos, pardais, gatos, cães e diversos outros animais são transmissores de inúmeras doenças (Rothenburger *et al.* 2017). Os pombos, por exemplo, são os principais dispersores do fungo causador da criptococose (*Cryptococcus neoformans*), uma doença letal que afeta o pulmão e o cérebro em humanos (Lin &

Heitman 2006). A doença atinge sobretudo pessoas com baixa imunidade, levando grande parte delas a óbito. Nos últimos anos a Secretaria de Saúde do Distrito Federal relatou dezenas de casos dessa doença, com índices de mortalidade que ultrapassam os 40 %. Além dos pombos, outras espécies favorecidas por resíduos urbanos são vetores de doenças graves como a angiostrongilíase (transmitida pelo caramujo-gigante-africano), leptospirose (roedores) e a dengue (mosquito).

Como ajudar?

Procure fazer a gestão adequada dos resíduos. Materiais orgânicos e outros resíduos sólidos podem servir de alimento e local de procriação para espécies transmissoras de doenças, portanto, sempre acondicione bem os resíduos antes de colocá-los na lixeira.

Controlando o caramujo-gigante-africano. Essa é umas das espécies invasoras mais disseminadas pelo mundo, transmissora de doenças fatais aos seres humanos. O controle mecânico é o método mais recomendado para diminuir ou evitar a sua ploriferação, e consiste em realizar a coleta manual (com luvas descartáveis ou sacos plásticos) dos moluscos para posterior incineração. A coleta deve ser repetida com frequência ao longo do ano e deve incluir áreas urbanas, áreas agrícolas, bordas de florestas e brejos (Instituto Hórus 2018).

Áreas degradadas

Locais densamente ocupados por humanos apresentam, dentre outras características, um elevado grau de distúrbio ambiental. Os organismos que conseguem sobreviver nesses ambientes muitas vezes adotam uma estratégia de sobrevivência extrema, conhecida como ruderalismo (Grime 1977). Espécies ruderais (Figura 13) apresentam características que aumentam a sua chance de sobrevivência em ambientes hostis, tais como ciclo de vida curto, crescimento rápido, produção elevada de sementes, entre outras. Nesse grupo se destacam principalmente as plantas pioneiras, mas o mesmo também acontece em diversos grupos de animais, especialmente insetos.

Várias espécies ruderais foram introduzidas no Brasil por motivos econômicos, e posteriormente espalhadas de maneira acidental ou voluntária. Podemos citar como exemplo as gramíneas africanas capim-bandeira (*Melinis repens*), capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e diversas espécies de braquiárias (*Urochloa* spp.), introduzidas no país para produção de pastagens. Essas espécies são conhecidas tanto por seus impactos ambientais quanto socioeconômicos, pois são invasoras eficientes de ecossistemas não

florestais (Rolim *et al.* 2015) e causam grandes prejuízos como ervas daninhas em áreas agrícolas. Outro exemplo de planta ruderal invasora utilizada para fins econômicos é a mamona (*Ricinus comunis*). A espécie foi introduzida no Brasil na época do Colonialismo, como fonte de óleo para utilização na iluminação de vias públicas. Posteriormente se tornou uma cultura importante no nordeste brasileiro, como matéria prima para extração de óleo vegetal pela indústria química (Instituto Hórus 2018). Hoje pode ser encontrada na maior parte do país em terrenos baldios, beiras de estrada e outros ambientes degradados.



Como ajudar?

Não despeje resíduos domésticos em terrenos baldios. Esses materiais podem servir de fonte de alimento e abrigo para espécies indesejáveis como baratas, ratos, entre outras, aumentando as chances de transmissão de doenças.

Evite deixar o solo exposto. Solos expostos são mais susceptíveis à erosão e, conseqüentemente colonização por espécies ruderais. Procure mantê-lo com uma camada generosa de folhas secas, podas de árvores trituradas, pedras ou outros materiais biodegradáveis pobres em nutrientes. Isso diminui as chances de germinação de plantas ruderais e facilita a manutenção do terreno.

Arborização urbana

Brasília foi construída com base em uma concepção urbanística moderna, conhecida como cidade-parque. Dentre outros aspectos, esse estilo prevê um tecido urbano arborizado, além de um mosaico de áreas verdes. À medida em que a cidade foi sendo edificada, a partir da década de 50, o Cerrado típico da região foi dando lugar a uma paisagem urbana característica, planejada para atender as peculiaridades culturais e funcionais dos novos habitantes. Isso implicou na introdução de várias espécies de árvores exóticas invasoras, muitas das quais permanecem até os dias atuais.

Um levantamento detalhado das introduções de espécies arbóreas para uso no paisagismo de Brasília foi feito por Lima (2009). O inventário, realizado em 39 superquadras do Plano Piloto com base em registros históricos, constatou a ocorrência de um plantio massivo de árvores entre as décadas de 60 e 90. Dentre as 15187 árvores de 162 espécies amostradas no estudo, cerca de 1/3 eram exóticas, com destaque para



Figura 14. *Spathodea campanulata*. Brasília, 2018. Foto: H.R.N.



Figura 15. Área do Parque Olhos D'água invadida por *Leucaena leucocephala*. Brasília, 2017. Foto: H.R.N.

frutíferas como mangueiras (*Mangifera indica*), jambolões (*Syzygium jambolanum*), figueiras (*Ficus sp*) e abacateiros (*Persea americana*). Espécies invasoras reconhecidamente agressivas também foram amplamente utilizadas, principalmente leucenas (*Leucaena leucocephala*, Figura 15), pinheiros (*Pinus sp.*), goiabeiras (*Psidium guajava*), jaqueiras (*Artocarpus integrifolia*) e tulipeiras (*Spathodea campanulata*, Figura 14). Atualmente essas espécies podem ser encontradas por toda a cidade, inclusive no interior de unidades de conservação.

Como ajudar?

Dê preferência as espécies nativas. Existem diversas espécies frutíferas e ornamentais nativas do Cerrado, como umbu, cagaita, baru, entre outras. Além de serem endêmicas, tais espécies costumam ser mais resistentes ao período de seca, o que diminui os custos de sua manutenção. Elas podem também atrair insetos, mamíferos, aves e outros animais nativos, servindo de local de parada para os organismos se deslocarem para áreas preservadas adjacentes.

Agricultura

Cada vez mais pessoas cultivam hortaliças em jardins e terrenos ociosos na tentativa de resgatar a cultura rural e promover a segurança alimentar nas cidades. Entretanto, diversas espécies invasoras são introduzidas ou disseminadas pela agricultura, tornando-se pragas difíceis de serem controladas. Segundo levantamento realizado na base de dados gerenciada pelo Instituto Hórus (2018), cerca de 30 espécies invasoras foram introduzidas no Brasil para fins agropecuários. Os casos mais frequentes são de gramíneas invasoras para uso em pastagens e árvores para a produção de madeira, mas há também diversos casos de arbustos utilizados como adubo verde e animais de criação.

Um exemplo de espécie invasora que está se espalhando em áreas urbanas e periurbanas de Brasília é o margaridão (*Tithonia diversifolia*, Figura 16). Originária da América Central, essa planta tem sido disseminada pelo mundo para fins ornamentais e medicinais (Ajao & Moteetee 2017), e recentemente passou a ser utilizada também como adubo verde e pesticida na lavoura (Aragão *et al.* 2012, Pavela *et al.* 2016). A espécie é reconhecidamente invasora nas Américas, África, Nova Zelândia e Havaí, onde invade principalmente áreas de vegetação aberta e ambientes degradados. No Brasil, invade principalmente zonas de restinga, onde pode formar aglomerados densos e dificultar o

estabelecimento de espécies nativas (Instituto Hórus 2018). A produção de numerosas sementes leves associada à sua capacidade de reproduzir vegetativamente são as principais características que permitem sua rápida expansão (Muoghalu & Chuba 2005). Na Nigéria, mostrou ser capaz de reduzir a biodiversidade drasticamente (Oludare & Muoghalu 2014), substituindo a vegetação nativa e contribuindo para a extinção de espécies locais. Além dos impactos ambientais, a espécie tem grande potencial de causar danos a agricultura por competir com plantas de valor econômico (Ilori *et al.* 2010).

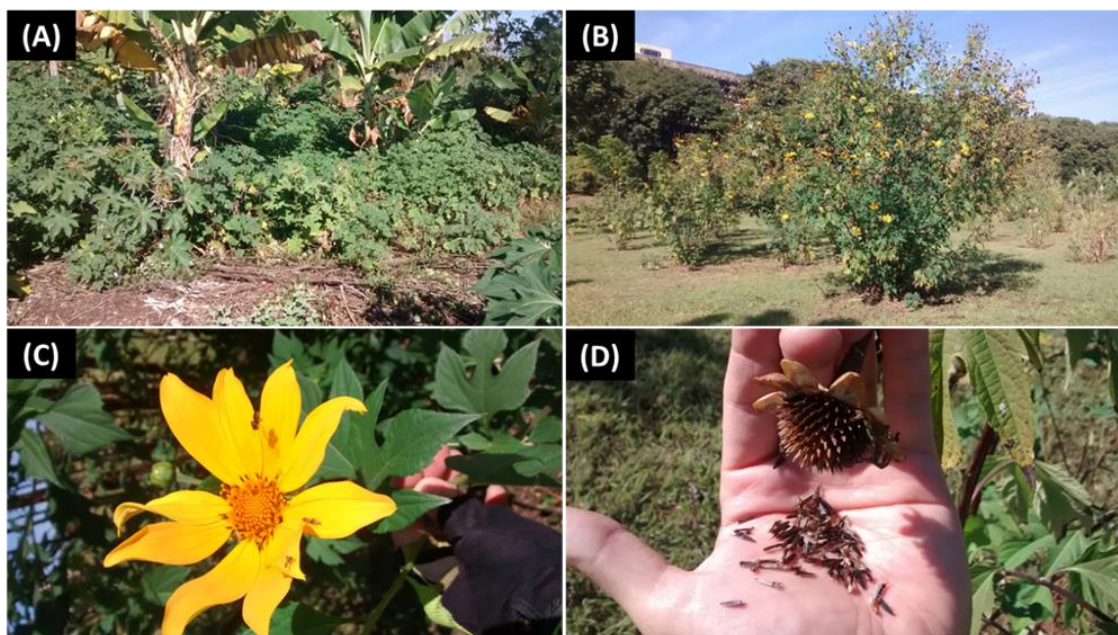


Figura 16. Margaridão (*Tithonia diversifolia*), uma espécie invasora utilizada como adubo verde em hortas. A) margaridão no meio de plantação de banana; B) indivíduos dispersados acidentalmente para fora das áreas cultivadas; C) flor de margaridão e D) sementes de margaridão. Brasília, 2018. Fotos: H.R.N.

Como ajudar?

Procure manter veículos e equipamentos limpos. A limpeza dos equipamentos utilizados na lavoura, principalmente depois de visitar áreas infestadas por plantas daninhas, ajuda a diminuir a disseminação de EEI. Recomendamos que a limpeza seja feita longe do entorno de Unidades de Conservação, parques urbanos e beira de córregos. Muitas vezes sementes de espécies invasoras chegam a locais distantes por meio de correntes de água ou vento, infestando novas lavouras e áreas protegidas.

Evite utilizar espécies invasoras em lavouras e hortas caseiras. Considere substituí-las por espécies nativas e, no caso de não ser possível, faça o manejo adequado para não as disseminar para novos locais. Lembre-se, plantas exóticas podem se tornar invasoras na sua própria lavoura ou afetar negativamente a vida silvestre.

Pesca e aquicultura

Após a construção do reservatório que deu origem ao Lago Paranoá, em 1959, diversas espécies de peixes nativos e exóticos foram progressivamente introduzidas (e.g., Figuras 17 e 18). As primeiras populações e matrizes foram lançadas por órgãos oficiais na década de 60



Figura 17. Exemplar de *Cichla* sp. coletado no Lago Paranoá. Brasília, 2016. Foto: H.R.N.

e algumas espécies persistem até hoje. As principais espécies exóticas liberadas das quais se tem conhecimento foram *Micropterus salmoides* (black bass), *Lepomis macrochirus*, *Cyprinus carpio* (carpa-comum), *Tilapia rendalli* (tilápia-do-congo), *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nilo) e *Cichla* sp. (tucunaré; Bastos 1980).

Após o primeiro período de solturas, outras espécies exóticas continuaram sendo lançadas, tanto por órgãos oficiais quanto por moradores. Na década de 90, dois novos peixes exóticos foram encontrados em grandes quantidades, *Clarias* sp. (bagre-africano) e *Hypophthalmichthys molitrix* (carpa-prateada; Lazzaro *et al.* 1998 *apud* Petreire Jr. 2007).



Figura 18. Exemplar de *Lepomis* sp. coletado no Lago Paranoá. Brasília, 2016. Foto: H.R.N.

Cerca de 40 anos após o início das introduções, a biomassa do Lago Paranoá foi estimada em 1400 toneladas (Lebourges-Dhaussy *et al.* 1998 *apud* Walter & Petreire Jr. 2007), a maior parte composta por espécies invasoras.

Como ajudar?

Não solte peixes e outros organismos exóticos. Como explicado nos textos anteriores, a soltura ou escape de organismos não nativos pode gerar danos ambientais e socioeconômicos importantes. Muitos desses impactos não são facilmente visíveis, pois acontecem em escalas pequenas ou em locais distantes de onde ocorreu a introdução. Alguns peixes exóticos, por exemplo, podem se disseminar por meio riachos e predação espécies nativas, ou em alguns casos até dificultar a recomposição do estoque de peixes nativos devido a competição por recursos, afetando a biodiversidade e o bem-estar humano.

ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM BRASÍLIA

Leucena

Nome científico: *Leucaena leucocephala*

Distribuição natural: Sul do México e América Central.

Descrição e Biologia: árvore ou arbusto perene, com 3 a 10 m de altura, folhas bipinadas, flores brancas dispostas em cabeças globosas e frutos em forma de vagem contendo várias sementes. Apresenta reprodução sexuada e produz frutos e flores ao longo de todo o ano¹. Possui nectários extraflorais atrativos para insetos². Se desenvolve melhor em climas tropicais, mas tolera climas frios, secos ou até mesmo desérticos³. Ocupa normalmente áreas abertas e degradadas, mas pode colonizar bordas de áreas naturais (e.g., beira de estradas, pastagens abandonadas, bordas de florestas)⁴⁻⁶. Em clima tropical pode produzir mais de 5500 sementes/m² ao longo de um ano, e compor um banco de sementes com viabilidade de até 5 anos¹. Pode ser encontrada na maioria dos países tropicais³, e está presente em quase todos os Estados brasileiros⁷.



Figura 19. *Leucaena leucocephala*. Brasília, 2017. Foto: H.R.N.

Vias de introdução: utilizada para recuperação de áreas degradadas e arborização urbana.

Vetores de dispersão: água, humanos, insetos, roedores³.

Uso econômico: farmacêutico, científico, controle de erosão, estabilização de dunas, fixação de nitrogênio no solo, forragem para animais, produção de biomassa em horticultura e agroflorestas, produção de combustível (e.g., lenha e carvão), produção de madeira, fabricação de miçangas, produção de fibra para fabricação de papel, extração de taninos, utilização na restauração^{3,8}.

Impactos ambientais/ecológicos: pode invadir vegetações tropicais, principalmente fragmentos perturbados⁹. Pode se beneficiar da ação de outras espécies invasoras², reduzir a riqueza e o recrutamento de espécies nativas e alterar o balanço das interações entre espécies endêmicas^{6,10,11}. Suas sementes podem servir de substrato para o desenvolvimento de parasitóides e influenciar as redes tróficas em ambientes invadidos¹². Produz compostos tóxicos para alguns mamíferos⁸.

Impactos socioeconômicos: na Índia é considerada uma praga de viveiros florestais¹³.

Prevenção e controle: um experimento de solarização^a realizado na Índia mostrou ser possível inviabilizar 100% das plântulas e sementes em infestações. A aplicação de

^a Método de desinfestação do solo para o controle de fitopatógenos, plantas daninhas e pragas. Consiste em cobrir o solo com plástico transparente no período pré-plantio, preferencialmente durante o período de maior incidência de radiação solar. O aquecimento do solo repetidas vezes diminui a proliferação de pragas e doenças do solo.

herbicida^b após o controle mecânico também tem sido empregada^{3,7}. O controle biológico foi tentado na África do Sul, no entanto pesquisas sugerem que esse método pode não ser efetivo¹⁴.

1. Marques, A. R., Costa, C. F., Atman, A. P. F. & Garcia, Q. S. Germination characteristics and seedbank of the alien species *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) in Brazilian forest: ecological implications. *Weed Res.* **54**, 576–583 (2014).
2. Lach, L., Tillberg, C. V. & Suarez, A. V. Contrasting effects of an invasive ant on a native and an invasive plant. *Biol. Invasions* **12**, 3123–3133 (2010).
3. CABI. *Leucaena leucocephala* in: *Invasive Species Compendium* (2018). Available at: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/31634>. (Accessed: 22nd March 2018)
4. Chiou, C.-R., Chen, Y.-J., Wang, H.-H. & Grant, W. E. Predicted range expansion of the invasive plant *Leucaena leucocephala* in the Hengchun peninsula, Taiwan. *Biol. Invasions* **18**, 381–394 (2016).
5. Colón, S. M. & Lugo, A. E. Recovery of a Subtropical Dry Forest After Abandonment of Different Land Uses. *Biotropica* **38**, 354–364 (2006).
6. Nghiem, L. T. P., Tan, H. T. W. & Corlett, R. T. Invasive Trees in Singapore: Are they a Threat to Native Forests? *Trop. Conserv. Sci.* **8**, 201–214 (2015).
7. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in. *Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil* Available at: <http://i3n.institutohorus.org.br/www/?p=NTkwcydVMMnibTBxchUORB8NXAIXBxUaThhaPT47LWxvaQ%3D%3D>. (Accessed: 22nd March 2018)
8. United States of America. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in. *U.S. National PLant Germplasm System* Available at: <https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxonomydetail.aspx?id=21959>. (Accessed: 22nd March 2018)
9. Costa, J. T., Fonseca, I. C. B. & Bianchini, E. Population structure of the invasive species *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) in a seasonal semi-deciduous forest, southern Brazil. *Aust. J. Bot.* A-G (2015). doi:10.1071/BT14308
10. Yoshida, K. & Oka, S. Invasion of *Leucaena leucocephala* and its Effects on the Native Plant Community in the Ogasawara (Bonin) Islands. **18**, 1371–1375 (2004).
11. Mello, T. J. & Oliveira, A. A. de. Making a Bad Situation Worse: An Invasive Species Altering the Balance of Interactions between Local Species. *PLoS One* **11**, e0152070 (2016).
12. Sanabria-Silva, A. M. & Amarillo-Suárez, Á. R. Same but different: Diversity and complexity of an arthropod trophic network and comparative seed viability of an invasive and a native legume species. *J. Arid Environ.* **145**, 10–17 (2017).
13. Verma, R. K., Yogendra, S. & Soni, K. K. Solarization of forest nursery soil for elimination of root pathogens and weeds. *Indian J. Trop. Biodivers.* **13**, 81–86 (2005).
14. Sharratt, M. E. J. & Olckers, T. The Biological Control Agent *Acanthoscelides macrophthalmus* (Chrysomelidae: Bruchinae) Inflicts Moderate Levels of Seed Damage on Its Target, the Invasive Tree *Leucaena leucocephala* (Fabaceae), in the KwaZulu-Natal Coastal Region of South Africa. *African Entomol.* **20**, 44–51 (2012).

^b Atenção: a utilização desse método pode afetar espécies não alvo e contaminar o solo.

Gato doméstico

Nome científico: *Felis catus*

Distribuição natural: o gato doméstico deriva da mistura de subespécies de *Felis silvestris* originárias da Europa, Oriente Médio, Ásia Central, Sul da África e China¹.

Descrição e Biologia: mamífero terrestre de pequeno porte com garras retráteis, dentes afiados e audição e visão aguçadas. Pode habitar uma variedade ampla de ambientes, tais como desertos, regiões glaciais, campos, florestas, paisagens agrícolas e áreas urbanas². Normalmente é comensal, pois compartilha recursos com os humanos, mas pode se tornar autossuficiente e desenvolver comportamentos naturais de predação e reprodução³. Em ambientes urbanos, por exemplo, frequenta depósitos de lixo para caçar pequenos mamíferos⁴, além de alcançar alta capacidade reprodutiva quando não supervisionado⁵.



Figura 20. *Felis catus*. Brasília, 2014. Foto: H. R. N.

Vias de introdução: Acredita-se que a espécie foi domesticada há pelo menos 9,5 mil anos, no Oriente Médio, de onde se espalhou para todo o mundo com a ajuda humana¹. Chegou ao Brasil provavelmente durante a colonização europeia do século XIV. Atualmente o país possui a segunda maior população de gatos domésticos do mundo, com cerca de 22,1 milhões de animais⁶.

Vetores de dispersão: autopropagação e humanos.

Uso econômico: utilizado como animal de estimação e agente de controle biológico⁷.

Impactos ambientais/ecológicos: é considerada uma das cem piores espécies invasoras do mundo⁸. Pode preda e transmitir doenças a populações de vertebrados, causando redução de suas abundâncias e aumento do risco de extinção de espécies endêmicas⁹. Por ser um “superpredador”, pode alterar o equilíbrio das redes tróficas em locais invadidos¹⁰. Quando em vida livre pode se tornar feral e preda aves, insetos, pequenos mamíferos e outros animais^{11,12}. É responsável pela extinção de várias espécies de aves em ilhas de todo o mundo¹³⁻¹⁵. A pressão de predação também pode afetar o comportamento de aves em período reprodutivo, causando o abandono de ninhos¹⁶. Há registro de ocorrência em diversas unidades de conservação.

Impactos socioeconômicos: conflitos com pessoas em áreas urbanas e transmissão de toxoplasmose, uma doença que causa danos ao cérebro, visão e malformação em fetos¹⁷. Também pode transmitir zoonoses¹⁸. Em Fernando de Noronha, Brasil, foram encontrados novos genótipos de *Toxoplasma gondii* nunca reportados para a espécie¹⁹.

Prevenção e controle: em geral há uma resistência da sociedade sobre à erradicação de gatos em áreas invadidas, em parte devido à falta de conhecimento ou aceitação sobre os

impactos desses felinos nos ecossistemas²⁰. Segundo um experimento de simulação realizado em Fernando de Noronha, local com uma das maiores populações insulares de gatos do mundo, a remoção dos indivíduos apresenta uma relação custo-efetividade melhor do que a esterilização. No entanto, a combinação entre essas duas estratégias é considerada mais efetiva¹².

1. Driscoll, C. A. et al. The Near Eastern Origin of Cat Domestication. *Science* 317, 519–523 (2007).
2. Doherty, T. S., Bengsen, A. J. & Davis, R. A. A critical review of habitat use by feral cats and key directions for future research and management. *Wildl. Res.* 41, 435–446 (2014).
3. Moseby, K. E., Peacock, D. E. & Read, J. L. Catastrophic cat predation: A call for predator profiling in wildlife protection programs. *Biol. Conserv.* 191, 331–340 (2015).
4. Hutchings, S. The diet of feral house cats (*Felis catus*) at a regional rubbish tip, Victoria. *Wildl. Res.* 30, 103–110 (2003).
5. Nutter, F. B., Levine, J. F. & Stoskopf, M. K. Reproductive capacity of free-roaming domestic cats and kitten survival rate. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 225, 1399–1402 (2004).
6. IBGE & ABINPET. População de animais de estimação no Brasil. Documentos das Câmaras Temáticas do Ministério da Agricultura do Brasil (2013). Available at: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/camaras-setoriais-tematicas/documentos/camaras-tematicas/insumos-agropecuarios/anos-anteriores/ibge-populacao-de-animais-de-estimacao-no-brasil-2013-abinpet-79.pdf>. (Accessed: 8th April 2018)
7. CABI. *Felis catus* in: Invasive Species Compendium (2018). Available at: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/82598>. (Accessed: 8th April 2018)
8. Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN) (2000). doi:10.1614/WT-04-126.1
9. Loss, S. R. & Marra, P. P. Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Front. Ecol. Environ.* 15, 502–509 (2017).
10. Nogales, M., Castañeda, I., López-Darias, M., Medina, F. M. & Bonnaud, E. The unnoticed effect of a top predator on complex mutualistic ecological interactions. *Biol. Invasions* 17, 1655–1665 (2015).
11. Ferreira, G. A., Nakano-Oliveira, E. & Genaro, G. Domestic cat predation on Neotropical species in an insular Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. *Wildlife Biol.* 20, 167–175 (2014).
12. Dias, R. A. et al. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. *Biol. Invasions* 19, 2339–2353 (2017).
13. Medina, F. M. et al. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Glob. Chang. Biol.* 17, 3503–3510 (2011).
14. Blackburn, T. M., Cassey, P., Duncan, R. P., Evans, K. L. & Gastons, K. J. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. 305, 1955–1958 (2004).
15. Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G. & Dickman, C. R. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 11261–11265 (2016).
16. Pontier, D., Fouchet, D., Bried, J. & Bahi-Jaber, N. Limited nest site availability helps seabirds to survive cat predation on islands. *Ecol. Modell.* 214, 316–324 (2008).
17. Dubey, J. P. et al. Isolation and characterization of viable *Toxoplasma gondii* isolates revealed possible high frequency of mixed infection in feral cats (*Felis domesticus*) from St Kitts, West Indies. *Parasitology* 136, 589–594 (2009).
18. Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E. & Nogales, M. Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of predation. *Biodivers. Conserv.* 23, 327–342 (2014).
19. Melo, R. P. B. et al. Atypical *Toxoplasma gondii* genotype in feral cats from the Fernando de Noronha Island, northeastern Brazil. *Vet. Parasitol.* 224, 92–95 (2016).
20. McDonald, J. L., Maclean, M., Evans, M. R. & Hodgson, D. J. Reconciling actual and perceived rates of predation by domestic cats. *Ecol. Evol.* 5, 2745–2753 (2015).

Caramujo-gigante-africano

Nome comum: *Achatina fulica*

Distribuição natural: Leste da África.

Descrição e Biologia: molusco terrestre de conchas espiraladas com faixas de coloração variável. Possui hábito predominantemente noturno, preferindo ambientes úmidos e quentes para sobreviver e se reproduzir^{1,2}. Podem ser encontrados em jardins, praças, estradas, mobília de garagem e outras estruturas humanas¹. Em ambientes tropicais suas populações podem se expandir de forma a ocupar mais de 135 km² em menos de 7 anos. Sua dispersão pode ainda ser favorecida pela ação de outras espécies invasoras³ e pelas mudanças climáticas⁴. Se alimenta preferencialmente de matéria vegetal viva ou em decomposição, mas há registros desses animais se nutrindo de fezes e papel^{1,5}.



Figura 21. *Achatina fulica*. Brasília, 2017.
Foto: Mariana Silva

Vias de Introdução: é considerada uma das espécies melhor distribuída e invasiva do mundo^{9,10}. Se dispersa para lugares distantes através da agricultura e do comércio de alimentos e animais de estimação, mas pode se disseminar também por autopropagação¹¹. No Brasil a introdução ocorreu provavelmente em uma feira agrícola no Estado do Paraná, no Sul do Brasil, onde espécimes trazidos da indonésia foram clandestinamente vendidos para servirem de matriz para a produção comercial e uso culinário. O cultivo não foi liberado pelos órgãos competentes, e os exemplares foram descartados em diversas áreas antropizadas e naturais^{5,6}. Atualmente está presente em quase todos os Estados brasileiros mais o Distrito Federal, em centenas de cidades, inclusive no interior de Unidades de Conservação⁶⁻⁸.

Vetores de dispersão: humanos, resíduos urbanos, solo, recipientes de produtos variados.

Uso econômico: utilizado na alimentação humana e animal, e como isca em pesqueiros comerciais. Recentemente tem sido comercializado como animal de estimação e para fins medicinais^{6,11}.

Impactos ambientais: pode preda espécies de plantas e caramujos nativos^{12,13}.

Impactos socioeconômicos: causa sérios impactos à agricultura em países tropicais⁹. Também pode transmitir doenças graves aos humanos, como a angiostrongilíase abdominal e angiostrongilíase meningoencefálica⁵. Exemplares de *A. fulica* infectados foram encontrados em portos do Brasil (Ilhéus, Angra dos Reis e Paranaguá), sugerindo um risco maior de disseminação dessas doenças¹⁴.

Métodos de controle: o método mais comum é a retirada manual dos adultos e ovos utilizando-se luvas descartáveis e sacos plásticos. Uma tentativa de controle químico foi

empregada no Sul da Flórida (EUA), onde o uso de pesticidas se mostrou efetivo em diminuir populações locais do caramujo². No entanto esse método não é recomendado, pois pode afetar outros animais além de contaminar o solo com substâncias prejudiciais à fauna e à saúde humana. A introdução de outros moluscos como agentes de controle biológico foi tentada sem sucesso, e em alguns casos piorou o problema ¹⁵.

Outras informações: em São Vicente/SP foram encontrados 21 indivíduos de *Clibanarius vittatus* (Bosc, 1802), conhecido como caranguejo ermitão, habitando conchas de *A. fulica* que estavam em gramados próximos a areia do mar¹⁶.

1. Albuquerque, F. S., Peso-Aguiar, M. C. & Assunção-Albuquerque, M. J. T. Distribution, feeding behavior and control strategies of the exotic land snail *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) in the northeast of Brazil. *Brazilian J. Biol.* **68**, 837–842 (2008).
2. Roda, A., Nachman, G., Weihman, S., Yong Cong, M. & Zimmerman, F. Reproductive Ecology of the Giant African Snail in South Florida: Implications for Eradication Programs. *PLoS One* **11**, e0165408 (2016).
3. Green, P. T. *et al.* Invasional meltdown: Invader — invader mutualism facilitates a secondary invasion. *Ecol. Soc. Am.* **92**, 1758–1768 (2011).
4. Rekha Sarma, R., Munsri, M. & Neelavara Ananthram, A. Effect of Climate Change on Invasion Risk of Giant African Snail (*Achatina fulica* Férussac, 1821: Achatinidae) in India. *PLoS One* **10**, e0143724 (2015).
5. Teles, H. M. S. & Fontes, L. R. Implicações da introdução e dispersão de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 no Brasil. *Bol. do Inst. Adolfo Lutz* **12**, 3–5 (2002).
6. Thiengo, S. C., Faraco, F. A., Salgado, N. C., Cowie, R. H. & Fernandez, M. A. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. *Biol. Invasions* **9**, 693–702 (2007).
7. Sampaio, A. B. & Schmidt, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Bras.* **3**, 32–49 (2013).
8. Guimarães, T. C. S. Espécies Exóticas Invasoras da Fauna em Unidades de Conservação Federais no Brasil: Sistematização do Conhecimento e Implicações para o Manejo. (Universidade de Brasília, 2015).
9. Raut, S. K. & Barker, G. M. in *Molluscs as crop pests* 55–114 (CABI, 2002). doi:10.1079/9780851993201.0055
10. Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)* (2000). doi:10.1614/WT-04-126.1
11. Kumschick, S. *et al.* Intentionally introduced terrestrial invertebrates: patterns, risks, and options for management. *Biol. Invasions* **18**, 1077–1088 (2016).
12. Meyer, W. M., Hayes, K. A. & Meyer, A. L. Giant African snail, *Achatina fulica*, as a snail predator. *Am. Malacol. Bull.* **24**, 117–119 (2008).
13. Shiels, A. B., Ennis, M. K. & Shiels, L. Trait-based plant mortality and preference for native versus non-native seedlings by invasive slug and snail herbivores in Hawaii. *Biol. Invasions* **16**, 1929–1940 (2014).
14. Carvalho, O. dos S., Scholte, R. G. C., Mendonça, C. L. F. de, Passos, L. K. J. & Caldeira, R. L. *Angiostrongylus cantonensis* (Nematode: Metastrongyloidea) in molluscs from harbour areas in Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* **107**, 740–746 (2012).
15. Cowie, R. H. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *Int. J. Pest Manag.* **47**, 23–40 (2001).
16. Sant'Anna, B. S., Zangrande, C. M. & Reigada, A. L. D. Utilization of shells of the snail *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca, Gastropoda) by the hermit crab *Clibanarius vittatus* (Bosc, 1802) (Decapoda, Anomura) in the São Vicente Estuary, São Paulo, Brazil. *Investig. Mar.* **33**, 217–219 (2005)

Tilápia-do-nilo

Nome científico: *Oreochromis niloticus*

Distribuição natural: tilápia é um nome comum aplicado a vários gêneros e espécies de peixes classificados anteriormente no gênero *Tillapia*, todos originários da África¹.

Descrição e Biologia: peixe de água doce de até 60 cm e 4 kg. Ocorre na maioria dos países de clima tropical e subtropical, mas é mais ativo em regiões de temperaturas mais altas³. Pode ser encontrado em rios, lagos e outros corpos d'água naturais ou artificiais. Não vive bem em água salgada, mas pode tolerar a água salobra². Possui hábito diurno e se reproduz o ano todo⁴. Pode atingir a maturidade sexual em apenas três meses¹. Protege os ovos e larvas de ameaças escondendo-os na boca, como muitas outras espécies de ciclídeos¹. Se alimenta principalmente de fitoplâncton e algas bentônicas, mas come também larvas de insetos, peixes e detritos^{4,5}.



Figura 22. *Oreochromis niloticus*. Brasília, 2016.
Foto: H. R. N.

Vias de introdução: figura entre os peixes exóticos mais amplamente distribuídos no mundo. A espécie foi introduzida em diversas regiões como agente de controle de ervas daninhas e insetos, e mais recentemente para cultivo comercial². No Brasil foi introduzida para fins de aquicultura, pesca comercial e pesca recreativa. Atualmente está presente na maioria dos Estados brasileiros⁶⁻⁸, inclusive em ecorregiões com alto nível de endemismo e Unidades de Conservação^{9,10}.

Vetores de dispersão: autopropagação e humanos.

Uso econômico: cultivo para alimentação humana, pesca comercial e pesca recreativa.

Impactos ambientais: causa impactos sobre a biodiversidade de peixes em diversas regiões do mundo^{5,10,11}, competindo com espécies nativas por alimento e espaço^{5,12}. Na Amazônia há relatos de impactos negativos sobre populações de ciclídeos nativos¹³. Em algumas situações pode agir como predador de topo e afetar interações interespecíficas, alterando a dinâmica trófica em lagos tropicais¹⁴⁻¹⁶. Pode ameaçar espécies brasileiras geograficamente restritas e inclusive aumentar o seu risco de extinção⁹. Pode também hibridizar com outras espécies de tilápia e homogeneizar a composição genética de comunidades via introgressão¹⁷.

Impactos socioeconômicos: um estudo relacionou a eutrofização do Lago Paranoá, em Brasília/DF com o crescimento da população de tilápias¹⁸. Há também impactos positivos, devido ao cultivo de tilápias ser um dos maiores e mais crescentes comércios de peixe do mundo¹⁹. Em 1950, a produção via captura foi de 18 mil toneladas, e atualmente passa de 230 mil toneladas²⁰. Já a produção via cultivo foi bem maior, passando das 600 mil toneladas em 2012¹⁹.

Prevenção e controle: o uso de DNA ambiental^a para detectar tilápias em ambientes de clima temperado e tropical tem sido testado com sucesso²¹. Controle mecânico com uso de redes, utilização de sexagem para masculinizar as populações em cativeiro e construção de barreiras para impedir o escape de peixes para cursos d'água naturais também são métodos utilizados⁸.

1. Trewavas, E. *Tilapiine fishes of the genera Sarotherodon, Oreochromis and Danakilia*. (British Museum Of Natural History, 1983).
2. Froese, R. & Pauly, D. *Oreochromis niloticus*. In: *FishBase* (2018). Available at: <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?ID=2&AT=tilapia>. (Accessed: 19th April 2018)
3. Cerqueira, M. *et al.* Thermal preference predicts animal personality in Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *J. Anim. Ecol.* **85**, 1389–1400 (2016).
4. Novaes, J. L. C. & Carvalho, E. D. Reproduction, food dynamics and exploitation level of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) from artisanal fisheries in Barra Bonita Reservoir, Brazil. *Rev. Biol. Trop.* **60**, 721–734 (2012).
5. Ogutu-Ohwayo, R. The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environ. Biol. Fishes* **27**, 81–96 (1990).
6. Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P. & Orsi, M. L. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biol. Invasions* 1–13 (2017). doi:10.1007/s10530-017-1623-x
7. Gama, C. de S. A criação de tilápia no estado do Amapá como fonte de risco ambiental. *Acta Amaz.* **38**, 525–530 (2008).
8. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. *Oreochromis niloticus*. *Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil* (2018). Available at: <http://i3n.institutohorus.org.br/www/>. (Accessed: 19th April 2018)
9. Daga, V., Debona, T., Abilhoa, V., Gubiani, É. A. & Vitule, J. Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of the Iguazu River. *Aquat. Invasions* **11**, 209–223 (2016).
10. Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K. & Thieme, M. L. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **15**, 463–483 (2005).
11. Daga, V. S. *et al.* Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* (2014). doi:10.1007/s10750-014-2032-0
12. Tavares-Dias, M. *Invasão da tilápia-do-nylo no Estado do Amapá: uma ameaça aos peixes nativos da bacia igarapé fortaleza*. (Embrapa Amapá, 2016).
13. Bittencourt, L. S., Silva, U. R. L., Silva, L. M. A. & Tavares-Dias, M. Impact of the Invasion from Nile Tilapia on Natives Cichlidae Species in Tributary of Amazonas River, Brazil. *Biota Amaz.* **4**, 88–94 (2014).
14. Singh, A. K. *et al.* Invasion and impacts of alien fish species in the Ganga River, India. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* **16**, 408–414 (2013).
15. Sharpe, D. M. T. & Chapman, L. J. Niche expansion in a resilient endemic species following introduction of a novel top predator. *Freshw. Biol.* **59**, 2539–2554 (2014).
16. Villanueva, M. C. S., Isumbisho, M., Kainingini, B., Moreau, J. & Micha, J.-C. Modeling trophic interactions in Lake Kivu: What roles do exotics play? *Ecol. Modell.* **212**, 422–438 (2008).
17. Costa-Pierce, B. A. Rapid evolution of an established feral tilapia (*Oreochromis* spp.): the need to incorporate invasion science into regulatory structures. *Biol. Invasions* **5**, 71–84 (2003).
18. Starling, F., Lazzaro, X., Cavalcanti, C. & Moreira, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshw. Biol.* **47**, 2443–2452 (2002).
19. FAO. *The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014*, (2014).
20. FAO. Statistical Query Results. *Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Branch* (2018). Available at: <http://www.fao.org/figis/servlet/SQServlet?file=/usr/local/tomcat/8.5.16/figis/webapps/figis/temp/hqp1204105158833918241.xml&outtype=html>. (Accessed: 18th April 2018).

^a Resíduos de material genético coletados em amostras de solo, água, ar e outras substâncias presentes no ambiente. Fragmentos de DNA com características únicas permitem a detecção de espécies sem a necessidade de coleta ou avistamento das mesmas.

21. Robson, H. L. A. et al. Fine-tuning for the tropics: application of eDNA technology for invasive fish detection in tropical freshwater ecosystems. *Mol. Ecol. Resour.* 16, 922–932 (2016).

CONCLUSÃO GERAL

A homogeneização da biosfera é um aspecto marcante da atual crise biológica em curso no nosso planeta. Nos últimos 200 anos, que correspondem a apenas um instante geológico, milhares de espécies geograficamente restritas foram extintas ou substituídas por organismos amplamente distribuídos, e as consequências dessa catástrofe ainda não são totalmente conhecidas. No futuro, a investigação desse fenômeno dependerá do monitoramento amplo da biodiversidade, além de ferramentas que permitam avaliar a resposta composicional, genética e funcional dos organismos em face às perturbações ambientais (e.g., urbanização, poluição, mudanças climáticas). Um dos caminhos para isso seria a priorização de iniciativas de ciência cidadã, como forma de integrar a sociedade na resolução dos desafios ambientais contemporâneos. Informações geradas por cientistas amadores têm grande potencial para investigação de fenômenos biogeográficos como a homogeneização biótica, pois permitem expandir nossa escala de observação e alcançar os *taxa* sub-representados na literatura.

Em um mundo cada vez mais dominado pelos humanos, áreas urbanas concentram desafios e oportunidades para a conservação. Nos próximos anos, a comunidade científica precisará se aproximar cada vez mais da sociedade, disseminando informações em uma linguagem acessível e proporcionando a sua participação ativa na mitigação dos impactos antrópicos sobre os ecossistemas. Isso inclui elaborar estratégias de educação ambiental voltadas tanto para consumidores quanto para o setor produtivo. De um lado é preciso alertar as pessoas sobre as conexões entre o cotidiano e a degradação de habitat, poluição, mudanças climáticas, exploração excessiva de recursos naturais e disseminação de espécies invasoras. Do outro precisamos aperfeiçoar instrumentos de gestão e políticas públicas visando um desenvolvimento econômico socioambientalmente responsável.

Aparentemente ainda não estamos no ápice da atual crise de biodiversidade mas, se nada for feito para aliviar as pressões sobre as espécies, bastarão poucos séculos para alcançarmos esse patamar. Nesse cenário de incertezas, cada ser vivo deve ser considerado importante para a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos, mesmo que eles não estejam ligados diretamente a nossa sobrevivência e bem-estar. Passada essa tribulação, é possível que a biodiversidade se recupere, como em outros períodos. Entretanto, não é possível dizer se a nossa espécie estará entre as sobreviventes. Estamos diante de um dos maiores desafios da história humana, cabe a nós encará-lo, antes que seja tarde demais para evitarmos um final trágico para atual crise biológica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abu-Romman, S., & Ammari, T. 2015. Allelopathic effect of *Arundo donax*, a mediterranean invasive grass. *Plant Omics Journal*, 8(4), 287–291.
- Ajao, A. A., & Moteetee, A. N. 2017. *Tithonia diversifolia* (Hemsl) A. Gray. (Asteraceae: Heliantheae), an invasive plant of significant ethnopharmacological importance: A review. *South African Journal of Botany*, 113(0), 396–403. DOI: 10.1016/j.sajb.2017.09.017
- Amano, T., & Sutherland, W. J. 2013. Four barriers to the global understanding of biodiversity conservation: wealth, language, geographical location and security. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(0), 1–7. DOI: 10.1098/rspb.2012.2649
- Aragão, D. V. de, Carvalho, C. J. R. de, Kato, O. R., Araújo, C. M. de, Santos, M. T. P. dos, & Mourão Júnior, M. 2012. Avaliação de indicadores de qualidade do solo sob alternativas de recuperação do solo no Nordeste Paraense. *Acta Amazonica*, 42(1), 11–18. DOI: 10.1590/S0044-59672012000100002
- Archer, C. R., Pirk, C. W. W., Carvalheiro, L. G., & Nicolson, S. W. 2014. Economic and ecological implications of geographic bias in pollinator ecology in the light of pollinator declines. *Oikos*, 123(4), 401–407. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00949.x
- Bacher, S., Blackburn, T. M., Essl, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J. M., Jones, G., Keller, R., Kenis, M., Kueffer, C., Martinou, A. F., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Roy, H. E., Saul, W.-C., Scalera, R., Vilà, M., Wilson, J. R. U., & Kumschick, S. 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), 159–168. DOI: 10.1111/2041-210X.12844
- Baiser, B., Olden, J. D., Record, S., Lockwood, J. L., & McKinney, M. L. 2012. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1748), 4772–4777. DOI: 10.1098/rspb.2012.1651
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. DOI: 10.1038/nature09678
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

- Baselga, A., & Leprieur, F. 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9), 1069–1079. DOI: 10.1111/2041-210X.12388
- Bastos, E. K. 1980. A Propósito da Introdução de Peixes no Distrito Federal, Brasil. e suas Consequências para a Ictiofauna Regional. *Revista Nordestina de Biologia*, 3(1), 109–113.
- Benito, N. P., Lopes-da-Silva, M., & Santos, R. S. S. dos. 2016. Potential spread and economic impact of invasive *Drosophila suzukii* in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(5), 571–578. DOI: 10.1590/S0100-204X2016000500018
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339. DOI: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Bonnet, X., Shine, R., & Lourdais, O. 2002. Taxonomic chauvinism. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1), 1–3. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02381-3
- Bradsworth, N., White, J. G., Isaac, B., & Cooke, R. 2017. Species distribution models derived from citizen science data predict the fine scale movements of owls in an urbanizing landscape. *Biological Conservation*, 213(0), 27–35. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.06.039
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. DOI: 10.2307/1942268
- Bried, J. T., & Siepielski, A. M. 2018. Opportunistic data reveal widespread species turnover in *Enallagma* damselflies at biogeographical scales. *Ecography*, 41(6), 958–970. DOI: 10.1111/ecog.03419
- Bright, C. 1999. Invasive Species: Pathogens of Globalization. *Foreign Policy*, 116(0), 50–64. DOI: 10.2307/1149643
- Brown, B. V., & Hartop, E. A. 2017. Big data from tiny flies: patterns revealed from over 42,000 phorid flies (Insecta: Diptera: Phoridae) collected over one year in Los Angeles, California, USA. *Urban Ecosystems*, 20(3), 521–534. DOI: 10.1007/s11252-016-0612-7
- Bueno, M. G., Martinez, N., Abdalla, L., Duarte dos Santos, C. N., & Chame, M. 2016. Animals in the Zika Virus Life Cycle: What to Expect from Megadiverse Latin American Countries. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 10(12), 1–13. DOI: 10.1371/journal.pntd.0005073

- CABI. 2018. Invasive Species Compendium. (Retrieved from <https://www.cabi.org/>).
- Calaça, A. M., & Grelle, C. E. V. 2016. Diversidade Funcional de Comunidades: Discussões Conceituais e Importantes Avanços Metodológicos. *Oecologia Australis*, 20(04), 401–416. DOI: 10.4257/oeco.2016.2004.01
- Callaghan, C. T., Lyons, M. B., Martin, J. M., Major, R. E., & Kingsford, R. T. 2017. Assessing the reliability of avian biodiversity measures of urban greenspaces using eBird citizen science data. *Avian Conservation and Ecology*, 12(2), 1–12. DOI: 10.5751/ACE-01104-120212
- Cardoso, M. C., & Gonçalves, R. B. 2018. Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. *Urban Ecosystems*, 21(5), 943–949. DOI: 10.1007/s11252-018-0773-7
- CDB. 2012. Convenção sobre Diversidade Biológica. Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica. Panorama da Biodiversidade nas Cidades. Montreal: p. 64.
- Certini, G., & Scalenghe, R. 2011. Anthropogenic soils are the golden spikes for the Anthropocene. *The Holocene*, 21(8), 1269–1274. DOI: 10.1177/0959683611408454
- Chame, M. 2009. Espécies Exóticas Invasoras que Afetam a Saúde Humana. *Ciência e Cultura*, 61(1), 30–34.
- Chapin, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., Olsson, P., Smith, D. M. S., Walker, B., Young, O. R., Berkes, F., Biggs, R., Grove, J. M., Naylor, R. L., Pinkerton, E., Steffen, W., & Swanson, F. J. 2010. Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(4), 241–249. DOI: 10.1016/j.tree.2009.10.008
- Collen, B., Loh, J., Whitmee, S., McRae, L., Amin, R., & Baillie, J. E. M. 2008. Monitoring Change in Vertebrate Abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology*, 23(2), 317–327. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01117.x
- Cosentino, B. J., Marsh, D. M., Jones, K. S., Apodaca, J. J., Bates, C., Beach, J., Beard, K. H., Becklin, K., Bell, J. M., Crockett, C., Fawson, G., Fjelsted, J., Forys, E. A., Genet, K. S., Grover, M., Holmes, J., Indeck, K., Karraker, N. E., Kilpatrick, E. S., Langen, T. A., Mugel, S. G., Molina, A., Vonesh, J. R., Weaver, R. J., & Willey, A. 2014. Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. *Biological Conservation*, 180(0), 31–38. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.09.027
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature*, 415(0), 23–23. DOI: 10.1038/415023a

- Crutzen, P. J., & Stoermer, E. F. 2000. The “Anthropocene”. *Global Change News Letter*, 0(41), 17–18. DOI: 10.1007/3-540-26590-2_3
- de Castro, W. A. C., Almeida, R. V., Leite, M. B., Marrs, R. H., & Silva Matos, D. M. 2016. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 127(0), 55–62. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2016.03.010
- de Winter, J. C. F., Zadpoor, A. A., & Dodou, D. 2014. The expansion of Google Scholar versus Web of Science: a longitudinal study. *Scientometrics*, 98(2), 1547–1565. DOI: 10.1007/s11192-013-1089-2
- Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., & Fontaine, C. 2016. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution*, 0(0), 1–10. DOI: 10.1002/ece3.2009
- Devictor, V., Clavel, J., Julliard, R., Lavergne, S., Mouillot, D., Thuiller, W., Venail, P., Villéger, S., & Mouquet, N. 2010a. Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 15–25. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x
- Devictor, V., Whittaker, R. J., & Beltrame, C. 2010b. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Diversity and Distributions*, 16(3), 354–362. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2009.00615.x
- Dias, R. A., Abrahão, C. R., Micheletti, T., Mangini, P. R., de Oliveira Gasparotto, V. P., de Jesus Pena, H. F., Ferreira, F., Russell, J. C., & Silva, J. C. R. 2017. Prospects for domestic and feral cat management on an inhabited tropical island. *Biological Invasions*, 19(8), 2339–2353. DOI: 10.1007/s10530-017-1446-9
- Dice, L. R. 1945. Measures of the Amount of Ecologic Association Between Species. *Ecology*, 26(3), 297–302.
- Dickinson, J. L., Zuckerberg, B., & Bonter, D. N. 2010. Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 149–172. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636
- Diniz-Filho, J. A. F., de Marco Jr, P., & Hawkins, B. A. 2010. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity*, 3(1), 172–179. DOI: 10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. DOI: 10.1126/science.1251817

- Doi, H., Heeren, A., & Maurage, P. 2014. Scientific Activity Is a Better Predictor of Nobel Award Chances than Dietary Habits and Economic Factors. *PLoS ONE*, 9(3), e92612. DOI: 10.1371/journal.pone.0092612
- Doughty, C. E., Wolf, A., & Field, C. B. 2010. Biophysical feedbacks between the Pleistocene megafauna extinction and climate: The first human-induced global warming? *Geophysical Research Letters*, 37(L15703), 1–5. DOI: 10.1029/2010GL043985
- Ellis, E. C., & Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447. DOI: 10.1890/070062
- Elton, C. S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chicago: Chicago Press Edition, p. 181.
- Erwin, D. H. 1994. The Permo-Triassic extinction. *Nature*, 367(0), 231–236.
- Foster, G., Bennett, J., & Sparks, T. 2017. An assessment of bumblebee (*Bombus* spp) land use and floral preference in UK gardens and allotments cultivated for food. *Urban Ecosystems*, 20(2), 425–434. DOI: 10.1007/s11252-016-0604-7
- Gaertner, M., Novoa, A., Fried, J., & Richardson, D. M. 2017a. Managing invasive species in cities: a decision support framework applied to Cape Town. *Biological Invasions*, 19(12), 3707–3723. DOI: 10.1007/s10530-017-1587-x
- Gaertner, M., Wilson, J. R. U., Cadotte, M. W., MacIvor, J. S., Zenni, R. D., & Richardson, D. M. 2017b. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions*, 19(12), 3461–3469. DOI: 10.1007/s10530-017-1598-7
- GISD. 2018. Global Invasive Species Database. (Retrieved from <http://www.iucngisd.org/gisd/>).
- Gower, J. 1971. A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics*, 27(4), 857–871.
- Grimaldi, D., Ginsberg, P. S., Thayer, L., McEvey, S., Hauser, M., Turelli, M., & Brown, B. 2015. Strange Little Flies in the Big City: Exotic Flower-Breeding *Drosophilidae* (Diptera) in Urban Los Angeles. *PLOS ONE*, 0(0), 1–19. DOI: 10.1371/journal.pone.0122575
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169–1194. DOI: 10.1086/283244

- Haider, J. A., Höbart, R., Kovacs, N., Milchram, M., Dullinger, S., Huber, W., & Essl, F. 2016. The role of habitat, landscape structure and residence time on plant species invasions in a neotropical landscape. *Journal of Tropical Ecology*, 32(03), 240–249. DOI: 10.1017/S0266467416000158
- Hartop, E., Brown, B., & Disney, R. H. 2016. Flies from L.A., The Sequel: A further twelve new species of *Megaselia* (Diptera: Phoridae) from the BioSCAN Project in Los Angeles (California, USA). *Biodiversity Data Journal*, 4(e7756), 1–28. DOI: 10.3897/BDJ.4.e7756
- Hawkins, C. L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Genovesi, P., & Blackburn, T. M. 2015. Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions*, 21(11), 1360–1363. DOI: 10.1111/ddi.12379
- Hobbs, R. J., Hallett, L. M., Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience*, 61(6), 442–450. DOI: 10.1525/bio.2011.61.6.6
- Horns, J. J., Adler, F. R., & Şekercioğlu, Ç. H. 2018. Using opportunistic citizen science data to estimate avian population trends. *Biological Conservation*, 221(0), 151–159. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.02.027
- Hulbert, J. M., Agne, M. C., Burgess, T. I., Roets, F., & Wingfield, M. J. 2017. Urban environments provide opportunities for early detections of *Phytophthora* invasions. *Biological Invasions*, 19(12), 3629–3644. DOI: 10.1007/s10530-017-1585-z
- Ilori, O. J., Otusanya, O. O., Adelusi, A. A., & Sanni, R. O. 2010. Allelopathic activities of some weeds in the asteraceae family. *International Journal of Botany*. DOI: 10.3923/ijb.2010.161.163
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2018. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. (Retrieved from <http://i3n.institutohorus.org.br/www/>).
- Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25(1), 117–126. DOI: 10.1111/geb.12404

- Jaccard, P. 1912. The Distribution of the Flora in the Alpine Zone. *New Phytologist*, XI(2), 37–50. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x
- JBRJ. 2018. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Banco de dados da Flora Brasileira. (Retrieved from <http://jabot.jbrj.gov.br/>).
- Jones, H. P., Hole, D. G., & Zavaleta, E. S. 2012. Harnessing nature to help people adapt to climate change. *Nature Climate Change*, 2(7), 504–509. DOI: 10.1038/nclimate1463
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E., & Howald, G. R. 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology*, 22(1), 16–26. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x
- Kareiva, P., & Marvier, M. 2012. What Is Conservation Science? *BioScience*, 62(11), 962–969. DOI: 10.1525/bio.2012.62.11.5
- Keniger, L., Gaston, K., Irvine, K., & Fuller, R. 2013. What are the Benefits of Interacting with Nature? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3), 913–935. DOI: 10.3390/ijerph10030913
- Kissling, W. D., Ahumada, J. A., Bowser, A., Fernandez, M., Fernández, N., García, E. A., Guralnick, R. P., Isaac, N. J. B., Kelling, S., Los, W., McRae, L., Mihoub, J.-B., Obst, M., Santamaria, M., Skidmore, A. K., Williams, K. J., Agosti, D., Amariles, D., Arvanitidis, C., Bastin, L., De Leo, F., Egloff, W., Elith, J., Hobern, D., Martin, D., Pereira, H. M., Pesole, G., Peterseil, J., Saarenmaa, H., Schigel, D., Schmeller, D. S., Segata, N., Turak, E., Uhlir, P. F., Wee, B., & Hardisty, A. R. 2018. Building essential biodiversity variables (EBVs) of species distribution and abundance at a global scale. *Biological Reviews*, 93(1), 600–625. DOI: 10.1111/brv.12359
- Klemann-Junior, L., Villegas Vallejos, M. A., Scherer-Neto, P., & Vitule, J. R. S. 2017. Traditional scientific data vs. uncoordinated citizen science effort: A review of the current status and comparison of data on avifauna in Southern Brazil. *PLOS ONE*, 12(12), 1–27. DOI: 10.1371/journal.pone.0188819
- Kraus, F. 2015. Impacts from Invasive Reptiles and Amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 75–97. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054450
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116. DOI: 10.1016/j.tree.2013.12.001

- Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70(0), 966–979. DOI: 10.1046/j.0021-8790.2001.00563.x
- Lessa, I., Corrêa Seabra Guimarães, T., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., & M. Vieira, E. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, 0(0), 1–11. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.05.001
- Lewis, S. L., & Maslin, M. A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(0), 171–180. DOI: 10.1038/nature14258
- Lima, R. M. C. e. 2009. Avaliação da Arborização Urbana do PLano Piloto. Master thesis. Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília. p. 84. Retrieved from http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/5858/1/2009_RobertaMariaCostaeLima.pdf
- Lin, P. H., Chen, J. R., & Yang, C. H. 2014. Academic research resources and academic quality: a cross-country analysis. *Scientometrics*, 101(1), 109–123. DOI: 10.1007/s11192-014-1362-z
- Lin, X., & Heitman, J. 2006. The Biology of the *Cryptococcus neoformans* Species Complex. *Annual Review of Microbiology*, 60(1), 69–105. DOI: 10.1146/annurev.micro.60.080805.142102
- Lira-Noriega, A., & Soberón, J. 2015. The relationship among biodiversity, governance, wealth, and scientific capacity at a country level: Disaggregation and prioritization. *Ambio*, 44(5), 391–400. DOI: 10.1007/s13280-014-0581-0
- Loss, S. R., & Marra, P. P. 2017. Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(9), 502–509. DOI: 10.1002/fee.1633
- Loss, S. R., Loss, S. S., Will, T., & Marra, P. P. 2015. Linking place-based citizen science with large-scale conservation research: A case study of bird-building collisions and the role of professional scientists. *Biological Conservation*, 184(0), 439–445. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.02.023
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a Specialist Group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 2–11. DOI: 10.1614/WT-04-126.1

- Maceda-Veiga, A., Basas, H., Lanzaco, G., Sala, M., de Sostoa, A., & Serra, A. 2016. Impacts of the invader giant reed (*Arundo donax*) on riparian habitats and ground arthropod communities. *Biological Invasions*, 18(3), 731–749. DOI: 10.1007/s10530-015-1044-7
- Magalhães, A. L. B., & Jacobi, C. M. 2017. Colorful invasion in permissive Neotropical ecosystems: establishment of ornamental non-native poeciliids of the genera *Poecilia*/*Xiphophorus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) and management alternatives. *Neotropical Ichthyology*, 15(1), 1–13. DOI: 10.1590/1982-0224-20160094
- Martin, L. J., Blossey, B., & Ellis, E. 2012. Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(4), 195–201. DOI: 10.1890/110154
- Martin, L. J., Quinn, J. E., Ellis, E. C., Shaw, M. R., Dorning, M. A., Hallett, L. M., Heller, N. E., Hobbs, R. J., Kraft, C. E., Law, E., Michel, N. L., Perring, M. P., Shirey, P. D., & Wiederholt, R. 2014. Conservation opportunities across the world's anthromes. *Diversity and Distributions*, 20(7), 745–755. DOI: 10.1111/ddi.12220
- Martins, C. R., Hay, J. D. V., Walter, B. M. T., Proença, C. E. B., & Vivaldi, L. J. 2011. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(1), 73–90. DOI: 10.1590/S0100-84042011000100008
- Matos, D. M. S., & Pivello, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61(1), 27–30.
- McCreless, E., Visconti, P., Carwardine, J., Wilcox, C., & Smith, R. J. 2013. Cheap and nasty? the potential perils of using management costs to identify global conservation priorities. *PLoS ONE*, 8(11), 1–11. DOI: 10.1371/journal.pone.0080893
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.005
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450–453. DOI: 10.1016/S0169-5347(99)01679-1
- McLean, P., Gallien, L., Wilson, J. R. U., Gaertner, M., & Richardson, D. M. 2017. Small urban centres as launching sites for plant invasions in natural areas: insights from

- South Africa. *Biological Invasions*, 19(12), 3541–3555. DOI: 10.1007/s10530-017-1600-4
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Josh Donlan, C., Keitt, B. S., Corre, M., Horwath, S. V., & Nogales, M. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, 17(11), 3503–3510. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x
- Mihaela-Angelica, C.-B. 2014. Implications of Human Settlements Evolution. *Procedia Economics and Finance*, 10(14), 190–196. DOI: 10.1016/S2212-5671(14)00293-7
- Mihoub, J.-B., Henle, K., Titeux, N., Brotons, L., Brummitt, N. A., & Schmeller, D. S. 2017. Setting temporal baselines for biodiversity: the limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Scientific Reports*, 7(1), 41591. DOI: 10.1038/srep41591
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Human Well-Being. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. p. 86. ed. World Resources Institute, Washington.
- Miller, G. H., Fogel, M. L., Magee, J. W., Gagan, M. K., Clarke, S. J., & Johnson, B. J. 2005. Ecosystem Collapse in Pleistocene Australia and a Human Role in Megafaunal Extinction. *Science*, 309(0), 287–290. DOI: 10.1126/science.1111288
- Miller, J. R., Morton, L. W., Engle, D. M., Debinski, D. M., & Harr, R. N. 2012. Nature reserves as catalysts for landscape change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(3), 144–152. DOI: 10.1890/100227
- MMA. 2018. Ministério do Meio Ambiente. *Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras*. (Retrieved from http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Conabio/Resolucoes/ANEXO_da_Resolucao_n_07_CONABIO_final.pdf).
- Monello, R. J., & Wright, R. G. 2001. Predation by Goldfish (*Carassius auratus*) on Eggs and Larvae of the Eastern Long-Toed Salamander (*Ambystoma macrodactylum columbianum*). *Journal of Herpetology*, 35(2), 350–353. DOI: 10.2307/1566132
- Moro, M. F., & Castro, A. S. F. 2015. A check list of plant species in the urban forestry of Fortaleza, Brazil: where are the native species in the country of megadiversity? *Urban Ecosystems*, 18(1), 47–71. DOI: 10.1007/s11252-014-0380-1
- Missouri Botanical Garden. 2018. Plant Finder. (Retrieved from <http://www.missouribotanicalgarden.org/plantfinder/plantfindersearch.aspx>).

- Muohalu, J. I., & Chuba, D. K. 2005. Seed Germination and Reproductive Strategies of *Tithonia Diversifolia* (Hemsl.) Gray and *Tithonia Rotundifolia* (P.M) Blake. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1), 39–46. DOI: 10.15666/aeer/0301_039046
- Novoa, A., Dehnen-Schmutz, K., Fried, J., & Vimercati, G. 2017. Does public awareness increase support for invasive species management? Promising evidence across taxa and landscape types. *Biological Invasions*, 19(12), 3691–3705. DOI: 10.1007/s10530-017-1592-0
- Olden, J. D., LeRoy Poff, N., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 18–24. DOI: 10.1016/j.tree.2003.09.010
- Oliveira, C. M., Auad, A. M., Mendes, S. M., & Frizzas, M. R. 2013. Economic impact of exotic insect pests in Brazilian agriculture. *Journal of Applied Entomology*, 137(0), 1–15. DOI: 10.1111/jen.12018
- Oliveira, C. M., Auad, A. M., Mendes, S. M., & Frizzas, M. R. 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection*, 56(0), 50–54. DOI: 10.1016/j.cropro.2013.10.022
- Oludare, A., & Muoghalu, J. I. 2014. Impact of *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray on the soil, species diversity and composition of vegetation in Ile-Ife (Southwestern Nigeria), Nigeria. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 6(7), 555–562. DOI: 10.5897/IJBC2013.0634
- Ondei, S., Brook, B. W., & Buettel, J. C. 2018. Nature’s untold stories: an overview on the availability and type of on-line data on long-term biodiversity monitoring. *Biodiversity and Conservation*, 27(11), 2971–2987. DOI: 10.1007/s10531-018-1582-2
- Padayachee, A. L., Irlich, U. M., Faulkner, K. T., Gaertner, M., Procheş, Ş., Wilson, J. R. U., & Rouget, M. 2017. How do invasive species travel to and through urban environments? *Biological Invasions*, 19(12), 3557–3570. DOI: 10.1007/s10530-017-1596-9
- Paula, M. A., Lopes, P. H. S., & Tidon, R. 2014. First record of *Drosophila suzukii* in the Brazilian Savanna. *Drosophila Information Service*, 97(0), 113–115.
- Pavela, R., Dall’Acqua, S., Sut, S., Baldan, V., Ngahang Kamte, S. L., Biapa Nya, P. C., Cappellacci, L., Petrelli, R., Nicoletti, M., Canale, A., Maggi, F., & Benelli, G. 2016. Oviposition inhibitory activity of the Mexican sunflower *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) polar extracts against the two-spotted spider mite *Tetranychus urticae*

- (Tetranychidae). *Physiological and Molecular Plant Pathology*, xxx, 1–8. DOI: 10.1016/j.pmpp.2016.11.002
- Pereira, H. M., Navarro, L. M., & Martins, I. S. 2012. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 25–50. DOI: 10.1146/annurev-environ-042911-093511
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., & Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1), 1–20. DOI: 10.1016/S0167-8809(00)00178-X
- Plaza, P. I., & Lambertucci, S. A. 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Global Ecology and Conservation*, 12, 9–20. DOI: 10.1016/j.gecco.2017.08.002
- Podani, J., & Schmera, D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. *Oikos*, 120(11), 1625–1638. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x
- Prévot, A.-C., Cheval, H., Raymond, R., & Cosquer, A. 2018. Routine experiences of nature in cities can increase personal commitment toward biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 226(0), 1–8. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.008
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Pergl, J., Jarošík, V., Sixtová, Z., & Weber, E. 2008. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(5), 237–244. DOI: 10.1016/j.tree.2008.02.002
- Raup, D. M. 1986. Biological Extinction in Earth History. *Science*, 231(4745), 1528–1533.
- Raup, D. M., & Crick, R. E. 1979. Measurement of Faunal Similarity in Paleontology. *Journal of Paleontology*, 53(5), 1213–1227. DOI: 10.2307/1304099
- Reddy, S., & Dávalos, L. M. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography*, 30(11), 1719–1727. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2003.00946.x
- Ricciardi, A., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dick, J. T. A., Hulme, P. E., Iacarella, J. C., Jeschke, J. M., Liebhold, A. M., Lockwood, J. L., MacIsaac, H. J., Pyšek, P., Richardson, D. M., Ruiz, G. M., Simberloff, D., Sutherland, W. J., Wardle, D. A., & Aldridge, D. C. 2017. Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, xx(yy), 1–11. DOI: 10.1016/j.tree.2017.03.007

- Robinson, O. J., Ruiz-Gutierrez, V., & Fink, D. 2018. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. *Diversity and Distributions*, 0(0), 1–13. DOI: 10.1111/ddi.12698
- Rolim, R. G., de Ferreira, P. M. A., Schneider, A. A., & Overbeck, G. E. 2015. How much do we know about distribution and ecology of naturalized and invasive alien plant species? A case study from subtropical southern Brazil. *Biological Invasions*, 17(5), 1497–1518. DOI: 10.1007/s10530-014-0811-1
- Roque, F., Matavelli, C., Lopes, P. H. S., Machida, W. S., Von Zuben, C. J., & Tidon, R. 2017. Brazilian Fig Plantations Are Dominated by Widely Distributed Drosophilid Species (Diptera: Drosophilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 0(0), 1–7. DOI: 10.1093/aesa/sax044
- Rossi, R. D., Martins, C. R., Viana, P. L., Rodrigues, E. L., & Figueira, J. E. C. 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 28(4), 631–637. DOI: 10.1590/0102-33062014abb3390
- Rothenburger, J. L., Himsforth, C. H., Nemeth, N. M., Pearl, D. L., & Jardine, C. M. 2017. Environmental Factors and Zoonotic Pathogen Ecology in Urban Exploiter Species. *EcoHealth*, 14(3), 630–641. DOI: 10.1007/s10393-017-1258-5
- Ruddiman, W. F. 2003. The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousand of Yers Ago. *Climatic Change*, 61(0), 261–293.
- Santos, S. B., Pedralli, G., & Meyer, S. T. 2005. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. *Planta Daninha*, 23(2), 175–180. DOI: 10.1590/S0100-83582005000200002
- Sarmiento, R., Brito, D., Ladle, R. J., Leal da Rosa, G., & Efe, M. A. 2014. Invasive House (*Rattus Rattus*) and Brown Rats (*Rattus Norvegicus*) Threaten the Viability of Red-Billed Tropicbird (*Phaethon Aethereus*) in Abrolhos National Park, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(4), 614–627. DOI: 10.1177/194008291400700403
- Sastre, P., & Lobo, J. M. 2009. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation*, 142(2), 462–467. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.11.002
- Saulino, H. H. L., & Trivinho-Strixino, S. 2017. Forecasting the impact of an invasive macrophyte species in the littoral zone through aquatic insect species composition. *Iheringia. Série Zoologia*, 107(0), 1–8. DOI: 10.1590/1678-4766e2017043

- Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., & Gollasch, S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(SUPPL. 2), 1–7. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2010.01503.x
- Scalera, R., Genovesi, P., Booy, O., Essl, F., Jeschke, J., Hulme, P., McGeoch, M., Pagad, S., Roy, H., Saul, W.-C., & Wilson, J. 2016. Progress toward pathways prioritization in compliance to Aichi Target 9. Vol. 0 p. 11. Montreal. (Retrieved from <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-20/information/sbstta-20-inf-05-en.pdf>).
- Scotland. 2009. National Planning Framework for Scotland. Edinburgh: Scottish Government: p. 131.
- Shanahan, D. F., Bush, R., Gaston, K. J., Lin, B. B., Dean, J., Barber, E., & Fuller, R. A. 2016. Health Benefits from Nature Experiences Depend on Dose. *Scientific Reports*, 6(28551), 1–10. DOI: 10.1038/srep28551
- Shanahan, D. F., Lin, B. B., Bush, R., Gaston, K. J., Dean, J. H., Barber, E., & Fuller, R. A. 2015. Toward Improved Public Health Outcomes From Urban Nature. *American Journal of Public Health*, 105(3), 470–477. DOI: 10.2105/AJPH.2014.302324
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58–66. DOI: 10.1016/j.tree.2012.07.013
- Simões, C., Hay, J. D. V., de Andrade, C. O., de Carvalho, O. A., & Gomes, R. A. T. 2013. Distribuição de Cana-do-Reino (*Arundo donax* L.) no Distrito Federal, Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2), 97–105.
- Simpson, G. G. 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science*, 241(1), 1–31. DOI: 10.2475/ajs.241.1.1
- Sørensen, T. 1948. A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter*. Vol. V Denmark: København, I kommission hos E. Munksgaard: p. 42.
- Soria-Auza, R. W., & Kessler, M. 2008. The influence of sampling intensity on the perception of the spatial distribution of tropical diversity and endemism: a case study

- of ferns from Bolivia. *Diversity and Distributions*, 14(1), 123–130. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00433.x
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, 2(1), 81–98. DOI: 10.1177/2053019614564785
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., & McNeill, J. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 842–867. DOI: 10.1098/rsta.2010.0327
- Stringham, O. C., & Lockwood, J. L. 2018. Pet problems: Biological and economic factors that influence the release of alien reptiles and amphibians by pet owners. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2632–2640. DOI: 10.1111/1365-2664.13237
- Teich, V., Arinelli, R., & Fahham, L. 2017. *Aedes aegypti* e sociedade: o impacto econômico das arboviroses no Brasil. *Jornal Brasileiro de Economia Da Saúde*, 9(3), 267–276. DOI: 10.21115/JBES.v9.n3.p267-76
- Theobald, E. J., Ettinger, A. K., Burgess, H. K., DeBey, L. B., Schmidt, N. R., Froehlich, H. E., Wagner, C., HilleRisLambers, J., Tewksbury, J., Harsch, M. A., & Parrish, J. K. 2015. Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation*, 181(0), 236–244. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.10.021
- Todd, B. D., Rose, J. P., Price, S. J., & Dorcas, M. E. 2016. Using citizen science data to identify the sensitivity of species to human land use. *Conservation Biology*, 30(6), 1266–1276. DOI: 10.1111/cobi.12686
- United Nations. 2018. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. Press Release on Population. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. (Retrieved from <https://esa.un.org/unpd/wup/>)
- van Strien, A. J., van Swaay, C. A. M., & Termaat, T. 2013. Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), 1450–1458. DOI: 10.1111/1365-2664.12158
- Victor, A., Freitas, L., Iserhard, C. A., Santos, J. P., Yasmin, J., Carreira, O., Ribeiro, D. B., Henrique, D., Melo, A., Henrique, A., Rosa, B., Marini-filho, O. J., & Accacio, G. M. 2014. Studies with butterfly bait traps : an overview., 40(2), 209–218.

- Victoria. 2002. Parks Victoria. Linking People + Spaces. A Strategy for Melbourne's Open Space Network. Melbourne: State of Victoria Government: p. 54.
- Viguié-Vallanet, C., & Paugam, A. 2009. Dermatofitos transmitidos por animales. *Acta Bioquím Clín Latinoam*, 43(2), 263–70.
- Villéger, S., & Brosse, S. 2012. Measuring changes in taxonomic dissimilarity following species introductions and extirpations. *Ecological Indicators*, 18(2012), 552–558. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.01.009
- von der Lippe, M., & Kowarik, I. 2008. Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions*, 14(1), 18–25. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00401.x
- Walter, T., & Petreire Jr., M. 2007. The small-scale urban reservoir fisheries of Lago Paranoá, Brasília, DF, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1), 9–21. DOI: 10.1590/S1519-69842007000100003
- Wetzel, F. T., Bingham, H. C., Groom, Q., Haase, P., Köljalg, U., Kuhlmann, M., Martin, C. S., Penev, L., Robertson, T., Saarenmaa, H., Schmeller, D. S., Stoll, S., Tonkin, J. D., & Häuser, C. L. 2018. Unlocking biodiversity data: Prioritization and filling the gaps in biodiversity observation data in Europe. *Biological Conservation*, 221(January 2017), 78–85. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.12.024
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M., & Willis, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11(1), 3–23.
- Williams, J. N. 2013. Humans and biodiversity: population and demographic trends in the hotspots. *Population and Environment*, 34(4), 510–523. DOI: 10.1007/s11111-012-0175-3
- Winandy, L., & Denoël, M. 2015. The aggressive personality of an introduced fish affects foraging behavior in a polymorphic newt. *Behavioral Ecology*, 0(0), 1–9. DOI: 10.1093/beheco/arv101
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50(3), 296–302. DOI: 10.1007/BF00344966
- Woodruff, D. S. 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), 5471–5476. DOI: 10.1073/pnas.101093798
- Zanuncio-Junior, J. S., Fornazier, M. J., Andreazza, F., Culik, M. P., Mendonça, L. D. P., Oliveira, E. E., Martins, D. dos S., Fornazier, M. L., Costa, H., & Ventura, J. A. 2018.

Spread of Two Invasive Flies (Diptera: Drosophilidae) Infesting Commercial Fruits in Southeastern Brazil. Florida Entomologist, 101(3), 522–525. DOI: 10.1653/024.101.0328

INFORMAÇÕES GERAIS E ADICIONAIS

Espécies exóticas invasoras no Brasil:

<http://i3n.institutohorus.org.br/www/>

Espécies exóticas invasoras no mundo:

<https://www.cabi.org/>

<http://www.iucngisd.org/gisd/>

Legislação brasileira sobre espécies exóticas invasoras:

<http://www.mma.gov.br/biodiversidade.html>

Política internacional sobre espécies exóticas invasoras:

<https://www.cbd.int/invasive/>

ANEXO 1

Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras do Distrito Federal

Instrução Normativa nº 409/2018 – IBRAM

Plantas

Família	Nome popular	Nome científico
Poaceae	Cana-do-Reino	<i>Arundo donax</i> L.
Agavaceae	Agave	<i>Agave sisalana</i> Perrine
Poaceae	Capim gambá	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth
Poaceae	Capim elefante	<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumach.) Morrone
Fabaceae	Cânhamo marrom, cânhamo indiano	<i>Crotalaria juncea</i> L.
Asparagaceae	Dracena, pau-dágua, planta-do-milho, coqueiro-de-vênus	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.
Myrtaceae	Eucalipto	<i>Eucalyptus grandis</i> W. Hill
Agavaceae	Gravatá-açu, piteira	<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw.
Zingiberaceae	Lírio-do-brejo	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig
Verbenaceae	Cambará, Cambará-de-cheiro, Cambaráverdadeiro	<i>Lantana camara</i> L.
Fabaceae	Leucena	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit
Poaceae	Capim-Mombaça	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs
Poaceae	Capim-gordura, capim-meloso	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.
Pinaceae	Pinheiro	<i>Pinus caribaea</i> Morelet
Pinaceae	Pinheiro	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.
Pinaceae	Pinheiro	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.
Asparagaceae	Espada-de-são-jorge	<i>Sansevieria trifasciata</i> Prain.
Bignoniaceae	Bisnagueira, Tulipeira-de-gabão, Espatódia	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv
Bignoniaceae	Ipê-de-jardim	<i>Tecoma stans</i> (L.) A. Juss. ex Kunth
Asteraceae	Margaridão	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A. Gray
Poaceae	Capim-Marandu	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster
Poaceae	Braquiária decumbens	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster
Poaceae	Braquiária humidicola	<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga
Poaceae	Braquiária ruzizensis	<i>Urochloa ruzizensis</i> (R.Germ.& Evrard) Crins

Vertebrados

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
Amphibia	Anura	Ranidae	Rã-touro	<i>Lithobates catesbeianus</i>
Reptilia	Squamata	Phyllodactylidae	Lagartixa	<i>Hemidactylus mabouia</i>

Reptilia	Testudines	Emydidae	Tartaruga-de-orelha-vermelha	<i>Trachemys scripta</i>
Reptilia	Testudines	Emydidae	Tigre d'água	<i>Trachemys dorbigni</i>
Aves	Columbiformes	Columbidae	Pombo	<i>Columba livia</i>
Aves	Passeriformes	Estrildidae	Bico de lacre	<i>Estrilda astrild</i>
Aves	Passeriformes	Passeridae	Pardal	<i>Passer domesticus</i>
Aves	Passeriformes	Thraupidae	Galo de campina	<i>Paroaria dominicana</i>
Mammalia	Carnivora	Canidae	Cachorro	<i>Canis familiaris</i>
Mammalia	Carnivora	Felidae	Gato	<i>Felis catus</i>
Mammalia	Cetartiodactyla	Suidae	Javali	<i>Sus scrofa</i>
Mammalia	Lagomorpha	Leporidae	Lebre	<i>Lepus europaeus</i>
Mammalia	Perissodactyla	Equidae	Cavalo	<i>Equus caballus</i>
Mammalia	Primates	Callitrichidae	Mico-do-tufo-branco	<i>Callithrix jacchus</i>
Mammalia	Rodentia	Muridae	Camundongo	<i>Mus musculus</i>
Mammalia	Rodentia	Muridae	Rato europeu	<i>Rattus rattus</i>
Mammalia	Rodentia	Muridae	Rato europeu	<i>Rattus norvegicus</i>
Actinopterygii	Characiformes	Characidae	Mato-grosso ou tetra-serpae	<i>Hyphessobrycon eques</i>
Actinopterygii	Characiformes	Serrasalmidae	Lambari	<i>Collossoma macropomum</i>
Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Carpa comum	<i>Cyprinus carpio</i>
Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Carpa prateada	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Peixe japonês	<i>Carassius auratus</i>
Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Carpa-capim	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
Actinopterygii	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>
Actinopterygii	Perciformes	Centrarchidae	Black-bass	<i>Micropterus salmoides</i>
Actinopterygii	Perciformes	Centrarchidae	Bluegill	<i>Lepomis macrochira</i>
Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Tilápia do Nilo	<i>Oreochromis niloticus</i>
Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Tilápia	<i>Tilapia rendalli</i>
Actinopterygii	Perciformes	Cichlidae	Tucunaré	<i>Cichla piquiti</i>
Actinopterygii	Siluriformes	Clariidae	Bagre africano	<i>Clarias gariepinus</i>
Osteichthyes	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Espadinha	<i>Xiphophorus hellerii</i>

Invertebrados

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
Insecta	Hymenoptera	Apidae	Abelha européia	<i>Apis mellifera</i>
Insecta	Hymenoptera	Formicidae	Formiga-cabeçuda-urbana	<i>Pheidole megacephala</i>
Insecta	Hymenoptera	Formicidae	---	<i>Paratrechina longicornis</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca do figo	<i>Zaprionus indianus</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila busckii</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila immigrans</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila nasuta</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	---	<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila malerkotliana</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila melanogaster</i>
Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-da-fruta	<i>Drosophila simulans</i>

Insecta	Diptera	Drosophilidae	Mosca-de-asa-manchada	<i>Drosophila suzukii</i>
Bivalvia	Veneroida	Cyrenidae	Amêijoia-asiática	<i>Corbicula fluminea</i>
Gastropoda	Sorbeoconcha	Thiaridae	Caramujotrombeta	<i>Melanoides tuberculatus</i>
Gastropoda	Stylommatophora	Achatinidae	Caramujo africano	<i>Achatina fulica</i>

Cianobactérias

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
Cyanophyceae	Chroococcales	Microcystaceae	Cianobactéria ou verdete	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	Cianobactéria	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>

Rotífera

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
Eurotatoria	Ploima	Brachionidae	---	<i>Kellicottia bostoniensis</i>

Dinoflagelado

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico
Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	---	<i>Ceratium furcoides</i>